

**Impact des pratiques culturales du maïs sur la
dynamique de l'eau et de l'azote dans le sol.**

**Mémoire présenté
comme exigence partielle
du grade Maître ès Sciences (M. Sc.)**

par Martin Simard

**Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau
2800, rue Einstein, Case postale 7500, SAINTE-FOY (Québec), G1V 4C7**

Août 1996

À la mémoire de mon père

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout d'abord mon directeur de recherche, Olivier Banton, pour son attitude ouverte et son appui scientifique, de même que pour sa très grande disponibilité. Un merci tout spécial également à Pierre Lafrance, pour ses conseils pertinents et ses jeux de mots sinueux. Je remercie de plus toutes les personnes avec lesquelles j'ai passé de merveilleux moments pendant mes deux étés de terrain: Marie Larocque, Jean Roberge, Geneviève Pomerleau, Pierre Gagné, Caroline Labbé, Martin Gagné, Nancy Verrault, Laure, M. Picolletto et M. Haddock. Une mention spéciale aux vins blancs et aux pommiers fleuris de la région de Dunham.

En terminant, cette maîtrise n'aurait pas été la même sans mon collègue Jean-Mathieu Bingbourné, et ma complice de terrain et de laboratoire, Marie-Hélène April. Merci à ces deux personnes que j'apprécie beaucoup.

RÉSUMÉ

Les sources diffuses de contamination de l'eau associées aux activités agricoles présentent un risque pour la qualité des écosystèmes. Les pertes environnementales de contaminants agricoles (herbicides, nitrates, etc.) sont d'une part minimisées par une bonne gestion des programmes phytosanitaires et de fertilisations, et d'autre part sont variables selon les pratiques culturales préconisées. Les pratiques de conservation du sol peuvent réduire le ruissellement et les pertes de sols par érosion, diminuant par le fait même les pertes environnementales vers les eaux de surface.

La présente étude vise à évaluer l'impact des pratiques culturales du maïs sur la dynamique de l'eau et de l'azote dans le sol. Deux sols québécois ont été étudiés pendant les étés 1994 et 1995: une argile près de Varennes et un loam dans la région de Frelighsburg. Un sel de bromure a été utilisé pour caractériser la répartition des écoulements de l'eau selon les travaux de sols étudiés, à savoir le semis direct, le chisel et le labour conventionnel. L'évolution spatio-temporelle des nitrates dans le sol a également été mesurée. Le dispositif expérimental utilisé pour les deux sites est un factoriel en blocs aléatoires complets, avec trois blocs de répétition.

Au niveau des écoulements de l'eau à Frelighsburg, le semis direct montre, pour les deux années, des volumes ruisselés en moyenne dix fois inférieurs à ceux du labour conventionnel. Le semis direct favorise donc l'infiltration de l'eau, comme le démontrent les plus fortes concentrations en bromures retrouvées en profondeur dans le sol. La dynamique de l'azote dans le sol est également affectée par l'intensité des travaux primaires. Sous labour conventionnel, le remaniement du sol et l'incorporation des résidus de récolte favorisent les processus de minéralisation de la matière organique. Les concentrations en nitrates mesurées dans la couche de surface augmentent avec l'intensité du travail du sol, soit du semis direct au labour, et ce pour les deux années. Par contre, les résultats montrent que l'évolution temporelle des nitrates dans le sol est variable selon les conditions climatiques observées pendant les deux étés de suivi.

Par la suite, des simulations ont été réalisées avec le modèle AgriFlux pour être comparées avec les mesures de terrain et dans le but d'évaluer les pertes en azote selon les travaux de sol étudiés. Le modèle a été appliqué sur une période de 10 ans pour le site de Frelighsburg, en tenant compte des antécédents culturels du site. Dans toutes les simulations réalisées, les concentrations en nitrates dans l'eau souterraine étaient supérieures à la norme québécoise de potabilité, soit 10 mg N/L. Selon ces résultats, les travaux de sol ne possèdent pas d'influence notable sur les quantités d'azote lessivé jusqu'à la zone saturée. Les doses de fertilisants appliqués dans le modèle influencent beaucoup plus les pertes en azote vers les eaux souterraines et superficielles. Ceci fait ressortir l'importance d'un programme de fertilisation bien adapté à un type de sol donné.

TABLES DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ.....	iv
TABLES DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES.....	viii
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 PROBLÉMATIQUE.....	1
1.2 PROJET FRDTE.....	3
1.3 OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE.....	4
2. REVUE DE LITTÉRATURE.....	5
2.1 CYCLE DE L'AZOTE	5
2.2 FORMES DE L'AZOTE DANS LE SOL	6
2.2.1 Azote organique.....	6
2.2.2 Azote inorganique.....	7
2.3 INFLUENCE DES TRAVAUX DE SOL.....	8
2.3.1 Conditions hydrodynamiques du sol	9
2.3.2 Conditions physico-chimiques.....	9
2.3.3 Facteurs biologiques	12
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES	13
3.1 SITES EXPÉRIMENTAUX	13
3.1.1 Localisation	13
3.1.2 Pédologie	14
3.2 PRATIQUES CULTURALES	15
3.2.1 Antécédents cultureux	15
3.2.2 Travaux de sol étudiés	16
3.2.3 Mode d'application des herbicides/bromures	17
3.3 DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL	17
3.3.1 Échantillonnage	19
3.3.2 Doses de bromures appliquées.....	20
3.4 TECHNIQUES D'ANALYSE	21
3.4.1 Traitement des échantillons	21
3.4.2 Extraction et dosage des nitrates et bromures.....	22

3.5 LOGICIEL SAS	22
3.6 LOGICIEL AGRIFLUX	24
3.6.1 Présentation du logiciel AgriFlux	24
3.6.2 Approche stochastique	25
3.6.3 Entrées du modèle	25
3.6.4 Sorties du modèle	26
4. RÉSULTATS ET DISCUSSION	27
4.1 DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES	27
4.2 BROMURES DANS LE SOL	29
4.2.1 Frelighsburg	29
4.2.2 Varennes	33
4.3 BROMURES DANS L'EAU RUISSELÉE	35
4.3.1 Frelighsburg	36
4.3.2 Bilan des masses de bromures ruisselées	39
4.4 NITRATES DANS LE SOL	40
4.4.1 Frelighsburg	41
4.4.2 Varennes	48
4.5 NITRATES DANS L'EAU RUISSELÉE	50
4.5.1 Frelighsburg	50
4.5.2 Bilan des masses de nitrates ruisselées	54
4.6 ANALYSE STATISTIQUE	56
4.6.1 Frelighsburg	57
4.6.2 Varennes	62
4.7 SIMULATIONS	63
4.7.1 Bromures	65
4.7.2 Nitrates	70
5. CONCLUSION	79
6. BIBLIOGRAPHIE	83
ANNEXE A - Résultats de terrain	87
ANNEXE B - Logiciel AgriFlux	97
B.1 Paramètres d'entrée du logiciel AgriFlux	98
B.1.1 Caractéristiques climatiques, station météorologique de Sutton	98
B.1.2 Caractéristiques du sol	99

B.1.3 Caractéristiques du cycle de l'azote.....	100
B.1.4 Conditions initiales des couches	100
B.1.5 Caractéristiques des fertilisations minérales	101
B.1.6 Caractéristiques des cultures.....	101
B.2 Résultats des simulations	102
B.2.1 Comparaison des concentrations en bromures simulées vs mesurées	102
B.2.2 Comparaison des concentrations en nitrates simulées vs mesurées	103

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 Propriétés physiques du sol de Frelighsburg.	15
Tableau 3.2 Propriétés physiques du sol de Varennes.	15
Tableau 3.3 Calendrier des activités agronomiques à Frelighsburg et à Varennes.	16
Tableau 3.4 Quantités de bromures appliquées sur les parcelles expérimentales.	21
Tableau 3.5 Degrés de liberté de l'analyse de variance.	23
Tableau 4.1 Dates des événements pluviaux échantillonnés, site de Frelighsburg.	36
Tableau 4.2 Bilan des masses de bromures ruisselées selon les travaux de sol.	40
Tableau 4.3 Bilan des masses de nitrates ruisselées selon les travaux de sol.	55
Tableau 4.4 Anova sur les concentrations en bromures du sol, Frelighsburg.....	58
Tableau 4.5 Anova sur les concentrations en nitrates du sol, Frelighsburg.	60
Tableau 4.6 Comparaison des moyennes selon le test de Tukey	61
Tableau 4.7 Anova sur les concentrations en bromures et nitrates du sol, Varennes.....	63

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Cycle de l'azote	5
Figure 2.2 Rapport CT/NT pour la température, le degré d'humidité et le contenu en CO ₂ du sol à différentes dates	11
Figure 3.1 Localisation des sites expérimentaux de Frelighsburg et de Varennes.	13
Figure 3.2 Dispositifs expérimentaux de Frelighsburg et de Varennes.	18
Figure 4.1 Précipitations et températures aux sites de Frelighsburg et Varennes.	28
Figure 4.2 Bromures dans le sol, Frelighsburg 1994.	30
Figure 4.3 Bromures dans le sol, Frelighsburg 1995.	32
Figure 4.4 Bromures dans le sol, Varennes.....	34
Figure 4.5 Volumes d'eau ruisselés, Frelighsburg 1994.....	37
Figure 4.6 Masses de bromures exportées dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1994.	37
Figure 4.7 Volumes d'eau ruisselés, Frelighsburg 1995.....	38
Figure 4.8 Masses de bromures exportées dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1995.	39
Figure 4.9 Nitrates dans le sol, Frelighsburg 1994.	43
Figure 4.10 Nitrates dans le sol (période de 40 jours), Frelighsburg 1995.....	44
Figure 4.11 Nitrates dans le sol (période de 150 jours), Frelighsburg 1995.....	45
Figure 4.12 Nitrates dans le sol, Varennes.....	49
Figure 4.13 Masses de nitrates exportées dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1994.....	51
Figure 4.14 Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1994.....	52
Figure 4.15 Masses de nitrates exportées dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1995.....	53
Figure 4.16 Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1995.....	54
Figure 4.17 Comparaison des concentrations en bromures simulées vs mesurées selon les travaux de sol, 1994	67
Figure 4.18 Comparaison des concentrations en bromures simulées vs mesurées selon les travaux de sol, 1995	69
Figure 4.19 Comparaison des concentrations en nitrates simulées vs mesurées selon les travaux de sol, 1995	72
Figure 4.20 Concentrations en nitrates simulées selon les travaux de sol	74
Figure 4.21 Flux lessivés de nitrates et d'eau cumulés de 1986 à 1996.	75

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique

Le secteur agricole québécois a considérablement évolué aux cours des dernières décennies. Cette évolution s'est notamment traduite par la disparition de nombreuses fermes, le nombre total passant de 134 336 en 1951 à 48 144 en 1981 [CPVQ 1986]. Parallèlement, la superficie totale des terres cultivées au Québec a diminué de 40 % pendant cette période (6,8 à 3,8 millions d'hectares). Il est par contre intéressant de remarquer que l'indice de productivité agricole a quant à lui plus que doublé pendant ce temps, passant de 65,5 à 138,8 [CPVQ 1986]. Une meilleure efficacité des machines agricoles, la mise en place de réseaux de drainage souterrain et les applications accrues de fertilisants chimiques et de pesticides peuvent entre autres expliquer cette augmentation de productivité.

L'utilisation croissante de fertilisants sur le territoire québécois (25 687 à 94 210 tonnes d'azote de 1971 à 1988 [AFEQ 1990]) a ainsi augmenté les risques de détérioration des ressources en eaux souterraines et superficielles. Au Québec seulement, on estime que 20 % de la population, dont 65 % des municipalités, utilise l'eau souterraine comme source d'approvisionnement [MENVIQ 1988]. Aux États-Unis, la proportion atteint près de 90 % de la population rurale et 50 % de la population totale [Power and Schepers 1989].

Les cas de contamination de l'eau souterraine par les nitrates sont de plus en plus fréquents un peu partout dans le monde. Le milieu rural québécois ne fait pas exception à cette vague d'augmentation de contaminants agricoles dans l'eau souterraine. Par exemple, dans la région de Saint-Arsène près de Rivière-du-Loup, l'échantillonnage de sept puits privés en 1986 a révélé des concentrations en nitrates allant de 13,9 à 46 mg N/L [MENVIQ 1989], dépassant donc la norme québécoise de potabilité fixée à 10 mg N/L. Une autre étude réalisée la même année dans la région de Joliette montrait des concentrations en nitrates dans l'eau souterraine allant jusqu'à 17,4 mg N/L [MENVIQ 1989]. Une

concentration trop élevée en nitrate dans l'eau peut causer un dérèglement sanguin, la méthémoglobinémie, pouvant être mortelle pour les enfants et les foetus des femmes enceintes (syndrome du bébé-bleu); la présence de nitrates peut également contribuer au cancer de l'estomac [Drury et al. 1993].

Parallèlement à ce besoin d'augmentation de la productivité agricole, est apparue la nécessité d'assurer la protection et la conservation des sols agricoles. Au Canada, le problème d'érosion des terres agricoles a provoqué une perte d'environ 1,4 millions d'hectares de sols cultivables entre 1961 et 1976 [Mader 1987]. Ce problème s'est traduit par l'instauration de pratiques culturales visant à réduire le ruissellement et les pertes de sol par érosion. Les pratiques culturales de conservation du sol («conservation tillage») ont ainsi été de plus en plus adoptées par les agriculteurs d'Amérique du Nord, particulièrement dans la culture du maïs-grain [Logan et al. 1987]. Aux États-Unis, la superficie totale des champs utilisant le travail réduit du sol est passée de 1,5 millions d'hectares en 1963 à plus de 40 millions d'hectares en 1985, soit environ 31 % du territoire cultivé [Logan et al. 1987].

Au Québec, la mise en place de systèmes de culture intégrés a permis de mettre en évidence les avantages de pratiques culturales favorisant non seulement la conservation des ressources agronomiques, mais également la protection de l'environnement. La bonne gestion des ressources agricoles, assurant le maintien d'un rendement acceptable des récoltes au fil des ans, associée à la préservation de l'environnement constitue un problème pour les intervenants du milieu agricole.

Différentes études, traitant de l'effet relatif des travaux conventionnels ou réduits sur le lessivage des nitrates, ont montré des résultats contradictoires [Massé et al. 1991, Kanvar et al. 1990, cité par Burgess et al. 1993]. Une étude a été notamment menée en Ontario [Patni et al. 1993] sur un loam pour évaluer les pertes d'herbicides et d'azote par les drains agricoles sous semis direct et labour conventionnel. Sous chacun des traitements, 99 % des échantillons d'eau recueillis en 1991 et 85 % de ceux recueillis en 1992 présentaient des

concentrations en nitrates supérieures à la norme de potabilité de 10 mg N/L. Les concentrations dans l'eau de drainage tendaient à être plus élevées sous labour conventionnel qu'en semis direct, résultat selon les auteurs d'un taux de minéralisation de la matière organique plus élevé sous labour conventionnel. Par contre, les masses exportées pour les deux années dépendaient plus des volumes d'eau lessivés vers les drains que des concentrations en nitrates plus ou moins élevées selon les travaux de sol. Pour les mois de juillet et août 1992, les pertes en azote vers les drains agricoles représentaient environ 9 % des doses totales de fertilisants appliquées.

L'impact environnemental des travaux primaires du sol, selon les types de sol et sous des conditions québécoises de monoculture en maïs-grain, est relativement peu connue. Dans ce contexte, une meilleure compréhension de l'influence des travaux sur la dynamique de l'eau et de l'azote dans le sol présente un intérêt majeur pour optimiser l'utilisation et la conservation des ressources. L'eau étant le principal vecteur des pertes environnementales en milieu agricole, l'influence des travaux de sol sur la répartition des écoulements est également importante à caractériser.

1.2 Projet FRDTE

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'un projet FRDTE, financé par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, et réalisé par l'INRS-Eau. L'hypothèse générale de ce projet est que le niveau de contamination des eaux souterraines et superficielles en milieu agricole est fortement dépendant des pratiques culturales utilisées dans les systèmes de cultures intégrés, que ce soit conventionnels ou encore peu appliqués.

Les objectifs spécifiques de ce projet sont de mesurer, pour des conditions québécoises, le niveau des apports en herbicides vers les eaux superficielles et souterraines et de caractériser les processus physiques et chimiques conditionnant le transport d'herbicides dans l'eau et le sol. L'implication d'une firme de consultants agronomiques (F. Bernard

inc, St-Hyacinthe) contribue à l'évaluation de la faisabilité agronomique des pratiques culturales étudiées.

1.3 Objectif et méthodologie

Le but de l'actuelle étude est de caractériser l'influence de trois travaux primaires du sol sur la dynamique de l'eau et de l'azote dans deux sols québécois. Les travaux de sol étudiés, à savoir le labour conventionnel, le chisel et le semis direct, sont utilisés couramment dans la culture du maïs-grain au Québec. Les objectifs spécifiques de l'étude sont d'évaluer l'impact des travaux primaires du sol sur 1) l'évolution spatio-temporelle des concentrations en nitrates dans le sol et 2) la répartition des écoulements de l'eau dans le sol (infiltration versus ruissellement).

Les deux sites étudiés sont représentatifs des séries de sols et des systèmes culturaux utilisés dans la culture du maïs-grain au Québec: un sol argileux à Varennes, dans les Basses Terres du St-Laurent, et un loam sableux dans la région de Frelighsburg, en Estrie. Le site de Varennes a été échantillonné pendant l'été 1994 seulement, alors que le site de Frelighsburg a été suivi pendant les étés 1994 et 1995. Des échantillons de sol sont prélevés à la tarière à quatre profondeurs jusqu'à 70 cm, en vue de déterminer leurs contenus en nitrates et en bromures, ces derniers provenant d'un sel utilisé comme traceur des écoulements.

Une analyse statistique (Anova) des résultats a été par la suite réalisée pour déterminer les pratiques culturales ayant un impact significatif sur les écoulements de l'eau (bromures) et les concentrations en nitrates dans le sol. Enfin, des simulations ont été réalisées à l'aide du modèle AgriFlux pour être comparées aux mesures de terrain du site de Frelighsburg, ceci en vue d'obtenir une estimation des concentrations en nitrates provenant à la nappe selon les travaux de sol étudiés.

2. REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Cycle de l'azote

L'azote est un élément abondant. Sous forme gazeuse (N_2), l'azote occupe environ 78 % du volume total de l'atmosphère. Pourtant, la croissance des plantes est souvent limitée par une carence en cet élément, la majorité des plantes ne pouvant fixer l'azote atmosphérique [Mader 1987]. Une schématisation générale du cycle de l'azote est présentée à la figure 2.1. À noter que le concept du «cycle de l'azote» n'est qu'une représentation et qu'en réalité les atomes se déplacent d'un état à l'autre de façon complètement aléatoire, en réponse évidemment aux conditions extérieures [Stevenson 1982]. Les divers mécanismes de transformation ainsi que les paramètres influençant le cycle de l'azote sont décrits de façon détaillée dans la littérature [Stevenson 1982; Haynes 1986; Tardat-Henry 1992].

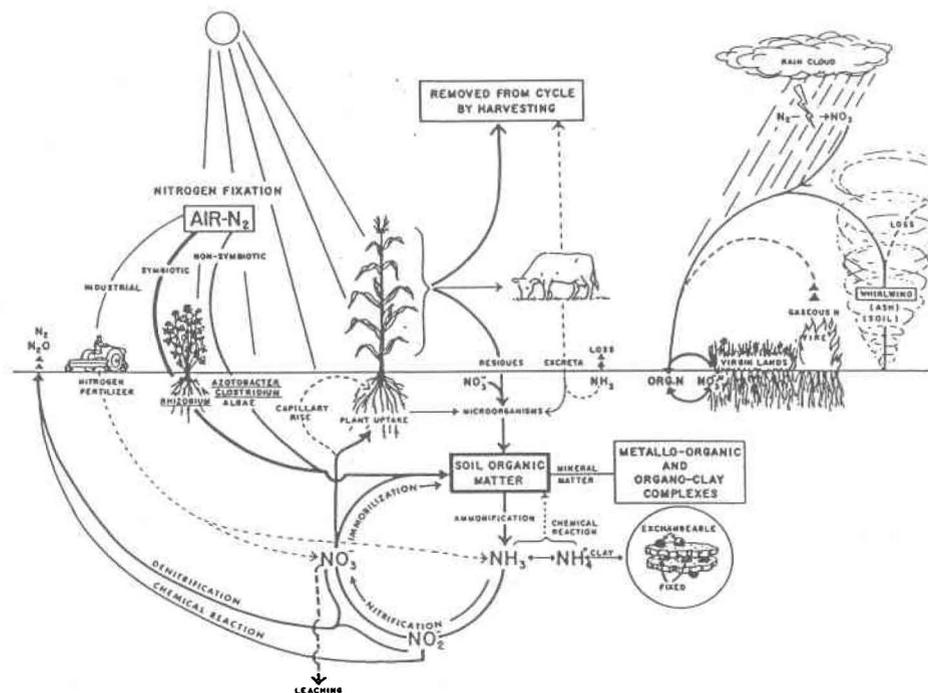


Figure 2.1 Cycle de l'azote [Stevenson 1982].

2.2 Formes de l'azote dans le sol

L'azote est présent dans le sol à des degrés d'oxydation variables, sous formes organiques et inorganiques. Ces différentes formes sont contrôlées par de nombreux processus chimiques et biochimiques constituant un système complexe.

Dans les sols, les principaux facteurs physiques et chimiques influençant les transformations de l'azote sont le contenu en eau, la température, le pH et l'aération du sol [Kanvar et al. 1982]. Chimiquement et en condition aérobie, les formes de l'azote tendent toutes à se transformer en nitrates NO_3^- , plus ou moins rapidement selon le cas, puisque cette forme correspond au degré d'oxydation maximal (V^+) et présente donc la plus grande stabilité [Tardat-Henry 1992].

2.2.1 Azote organique

La forme organique constitue la plus grande fraction de l'azote présent dans les horizons de surface du sol, soit généralement plus de 90% [Haynes 1986]. On s'entend généralement pour distinguer l'azote organique en une composante rapidement décomposable, la litière, et en une autre fraction lentement décomposable, l'humus [Johnsson et al. 1987].

Litière

La litière, ou matière organique fraîche, est constituée de débris végétaux et fèces de toutes sortes, par exemple les résidus de culture en milieu agricole et les racines mortes dans le sol. Cet azote est dégradé par les micro-organismes et transformé en ammoniacque NH_3 ou en ammonium NH_4^+ [Tardat-Henry 1992]. La décomposition rapide de la litière est contrôlée par le rapport C/N du sol, qui favorise soit la minéralisation (rapport C/N faible) ou l'immobilisation de l'azote organique (C/N élevé) [Johnsson et al. 1987].

Humus

L'humus est constitué de produits stabilisés provenant de la décomposition d'une fraction de la litière. Un rapport C/N élevé du sol favorise une plus grande formation d'humus,

laquelle se minéralise lentement due à la stabilité de ses composantes. Le rapport C/N de l'humus est de l'ordre de 10:1 [Haynes 1986].

2.2.2 Azote inorganique

L'azote inorganique est présent dans les sols sous forme cationique et anionique (ions ammonium NH_4^+ et nitrates NO_3^-). En sol agricole, l'azote inorganique provient de différentes sources, autant humaines que naturelles: origine géologique, déposition atmosphérique, fertilisants azotés et minéralisation des diverses formes organiques [Power and Schepers 1989]. Même si l'azote minéral représente moins de 10% de l'azote total du sol, cette forme est très importante autant par son rôle vital dans la nutrition des plantes que d'un point de vue environnemental.

Ammonium

L'ammonium peut se retrouver dans le sol sous la forme échangeable (assimilable par les plantes) ou fixe (lié aux minéraux silicatés) [Haynes 1986]. L'ammonium provient de la minéralisation de l'azote organique ou de l'application de fertilisants. En milieu aérobie, les dérivés ammoniacaux sont progressivement oxydés en nitrites puis en nitrates, par l'activité bactérienne correspondante [Tardat-Henry 1992]. La charge positive de cet ion explique sa très faible mobilité dans les sols, du fait de la présence de charges négatives dans la matrice de sol pouvant le retenir (matière organique et argiles). Les ions ammonium peuvent également former des complexes stables et solubles avec certains métaux (ex. Al, Fe) contenus dans le sol [Hem 1985].

Nitrates

Contrairement à l'ammonium, les formes anioniques de l'azote minéral (nitrates NO_3^- et nitrites NO_2^-) ne sont généralement pas adsorbées dans les sols des régions tempérées et possèdent donc une bonne mobilité [Haynes 1986]. Ces formes d'azote sont également facilement assimilables par les plantes et résultent du processus d'oxydation de l'ammonium via NO_2^- et NO_3^- . À noter que la forme nitrite est instable en présence

d'oxygène et se retrouve en faible quantité dans les sols, à des concentrations généralement bien inférieures à 1 mg/L [Tardat-Henry 1992].

L'ion NO_3^- étant très soluble, il se déplace avec l'eau dans les horizons de sol et peut être lessivé jusqu'à la nappe phréatique. Ces pertes d'azote par lessivage sont maximales au printemps et à l'automne, au moment où les volumes d'eau infiltrée sont à leur plus fort niveau. De plus, les ions nitrates sont stables sous un large éventail de conditions dans le sol, sauf dans les sols très humides ou facilement saturables dans lesquels les nitrates peuvent être transformés biologiquement par dénitrification [Haynes 1986].

Le danger d'une concentration trop élevée en nitrates dans l'eau réside dans la réduction des ions NO_3^- en NO_2^- dans le système digestif humain. L'hémoglobine du sang, alors transformé en méthémoglobine du fait de l'oxydation du fer qu'elle contient par les nitrites, n'est plus en mesure d'assurer le transport de l'oxygène vers les organes vitaux [Tardat-Henry 1992].

Forme gazeuse

L'azote est aussi présent à l'état gazeux dans le sol. L'espèce gazeuse de loin la plus commune est le N_2 originant du processus de dénitrification, puis la forme N_2O provenant de la nitrification et de la dénitrification [Haynes 1986]. Des pertes par volatilisation de la forme NH_3 peuvent également survenir.

2.3 Influence des travaux de sol

Les travaux primaires du sol sont réalisés en agriculture en vue de préparer le sol à recevoir les semences. Ces travaux du sol, variables en intensité, ont une incidence directe sur les propriétés bio-physico-chimiques du sol. Dans la culture du maïs-grain au Québec, trois travaux de sol sont actuellement pratiqués de façon courante, du plus au moins intense: le labour conventionnel, le chisel (travail réduit) et le semis direct (absence de travail). Les pratiques culturales de conservation du sol, à savoir le chisel et le semis direct par rapport

au labour conventionnel, visent la réduction du ruissellement et la protection des sols agricoles contre l'érosion [Logan et al. 1987]. L'influence potentielle de ces travaux sur les propriétés du sol est présentée dans cette section.

2.3.1 Conditions hydrodynamiques du sol

La surface du sol est une interface hydrologique dynamique d'une extrême importance. Cette surface peut être décrite en terme de rugosité, de stabilité, de porosité, de distribution des pores et de conductivité hydraulique [Onstad and Voorhees 1987]. Tout travail du sol est donc susceptible d'influencer, à une plus ou moins grande intensité, les propriétés hydrodynamiques de cette couche superficielle. La différence principale entre le travail réduit (ou l'absence de travail) et le labour conventionnel réside dans la présence beaucoup plus importante de résidus de culture à la surface du sol pour le travail réduit. La présence de ces résidus protège la surface du sol contre la radiation et l'impact des gouttelettes de pluie, favorise la rétention de l'eau au détriment du ruissellement de surface et contribue à atténuer le phénomène d'évaporation [Onstad and Voorhees 1987].

Des études réalisées aux États-Unis montrent que la réduction du ruissellement sous semis direct par rapport au labour conventionnel varie entre 50 et 90 % [Mannering et al. 1987]. Les pertes en sédiments, en azote et en composés chimiques adsorbés (ex. les pesticides) vers les eaux de surface en sont par le fait même réduites considérablement. L'absence complète de travail (semis direct) favorise par contre la conservation des macropores naturels du sol qui peuvent jouer un rôle important dans le lessivage rapide des contaminants agricoles vers l'eau souterraine [Dick and Daniel 1987, Jabro et al. 1994]. Les pesticides et nitrates peuvent ainsi migrer rapidement au-delà de la zone racinaire sans avoir été vraiment en contact avec la matrice du sol.

2.3.2 Conditions physico-chimiques

L'intensité du travail de sol influence grandement les conditions physico-chimiques du profil pédologique de surface [Dick and Daniel 1987]. Sous labour conventionnel, l'incorporation dans le sol des résidus de culture et le remaniement de la couche de surface

stimulent l'activité microbienne du sol en procurant une meilleure aération du substrat et en augmentant la quantité de matière organique potentiellement minéralisable [Dick and Daniel 1987].

Le type de travail de sol influence de plus toutes les composantes du cycle de l'azote dans le sol. Groffman (1985) a mesuré des taux de dénitrification plus élevés en semis direct qu'en labour, résultat d'une plus haute teneur en eau favorisée par le semis direct. Une diminution relative du taux de minéralisation de l'azote organique accompagnée d'une augmentation du processus d'immobilisation sont également des effets observés sous travail réduit du sol [Logan et al. 1987].

Sous semis direct, la présence de résidus de culture sur le sol favorise la formation d'une couche de surface riche en matières organiques (nutriments) et potentiellement riche en pesticides et en nitrates dû au non-remaniement du sol [Dick and Daniel 1987]. D'un point de vue environnemental, la présence de cet horizon de surface peut être problématique et entraîner des concentrations élevées en nitrates et pesticides dans l'eau de ruissellement [Dick and Daniel 1987]. De nombreuses études ont en effet montré des concentrations en nitrates plus élevées dans l'eau ruisselée sous travail réduit que sous labour conventionnel [Baker and Laflen 1983, Logan and Adams 1981, cité par Logan et al. 1987]. Cependant, le volume d'eau ruisselé étant généralement plus important sous labour conventionnel, les masses d'azote exportées par ruissellement sont, en conséquence, plus importantes sous ce travail [Logan et al. 1987].

L'influence des travaux de sol sur les conditions physico-chimiques (température, humidité et CO_2) est par contre variable pendant la saison de croissance, comme le démontre la figure 2.2 qui compare le labour conventionnel (CT) et le semis direct (NT) [Rice 1983]. Les paramètres ont été mesurés dans la couche de surface d'un sol du Kentucky («Maury soil»). En plus de fluctuer pendant l'été, ces paramètres peuvent varier d'une saison et d'un sol à l'autre. Les travaux de sol ne sont donc pas tous susceptibles de produire le même effet sur des sols et sous des climats différents [Logan et al. 1987].

La figure 2.2 montre que le degré d'humidité semble être le facteur le moins variable des trois paramètres, avec des valeurs toujours plus élevées en semis direct qu'en labour conventionnel (rapport CT/NT inférieur à 1). La température est légèrement plus élevée en labour pendant les mois d'été, due à la moins bonne protection contre la radiation solaire sous ce travail. Le contenu en CO₂ augmente brusquement en labour par rapport au semis direct suite au labour du sol et au semis («plow») en début de saison. Cette augmentation relative sous-entend une activité bactérienne accrue sous le labour conventionnel [Dick and Daniel 1987]. La température du sol augmente d'ailleurs à ce moment, résultat de cette activité plus intense. La tendance est par la suite inversée pendant la saison de croissance où la production de CO₂ devient plus importante en semis direct.

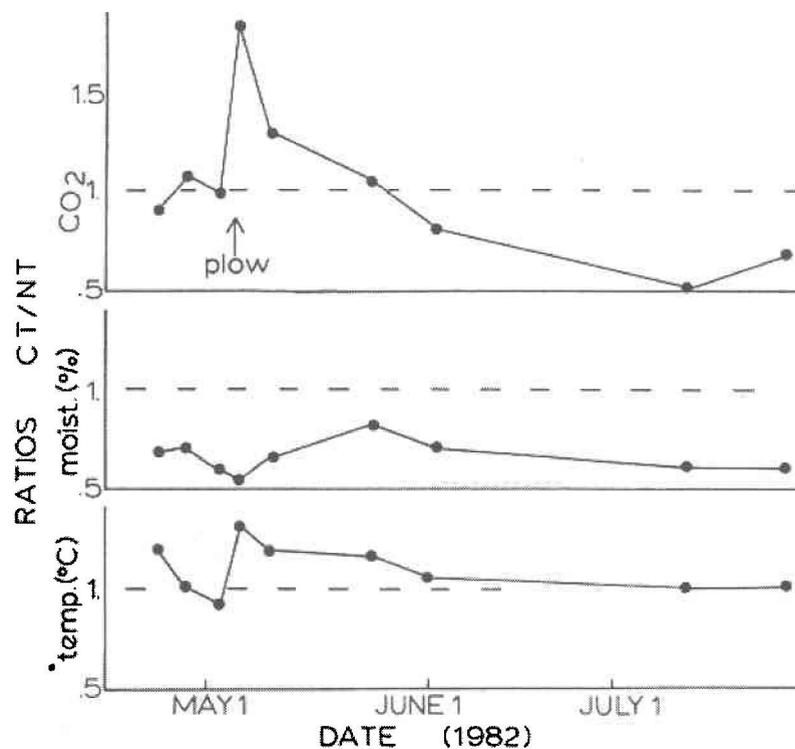


Figure 2.2 Rapport CT/NT pour la température, le degré d'humidité et le contenu en CO₂ du sol à différentes dates (tiré de Rice and Smith 1983).

2.3.3 Facteurs biologiques

Sous semis direct, l'accumulation en surface de matières organiques et de nutriments inorganiques crée un environnement où l'activité biologique est favorisée [Dick and Daniel 1987]. Des recherches aux États-Unis ont par contre soulevé la possibilité d'une plus grande quantité d'insectes et de maladies des plants sous semis direct qu'en labour conventionnel [Dick and Daniel 1987], ce qui pourrait entraîner une plus grande utilisation d'insecticides sur les champs en semis direct et accroître les risques de contamination des ressources en eau.

L'absence de remaniement du sol sous ce travail implique également une conservation des chenaux préférentiels créés par l'activité des vers de terre [Dick and Daniel 1987], qui jouent un important rôle dans l'accroissement du taux d'infiltration de l'eau, de la stabilité des agrégats [Mackay and Kladvko 1985] et dans la diminution de la compaction du sol.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Sites expérimentaux

3.1.1 Localisation

Deux sites ont été retenus pour leur représentativité des conditions typiques des sols utilisés pour la culture du maïs-grain au Québec. Le premier est situé dans la région de Frelighsburg en Estrie, à environ 20 kilomètres au sud de Cowansville. Le second site est localisé dans les Basses Terres du St-Laurent près de Varennes, au nord-est de Montréal. Le site de Frelighsburg a été échantillonné pendant les étés 1994 et 1995, tandis que le site de Varennes n'a fait l'objet de suivi qu'en 1994. La figure 3.1 localise les deux sites expérimentaux.

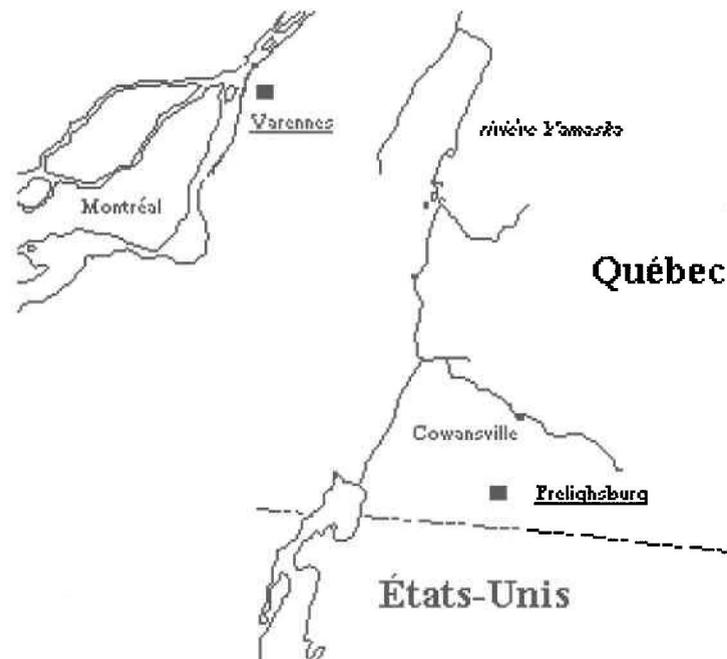


Figure 3.1 Localisation des sites expérimentaux de Frelighsburg et de Varennes.

3.1.2 Pédologie

Site de Frelighsburg

Le sol du site de Frelighsburg est un loam de la série Blandford dérivé de matériaux schisteux précambrien. La granulométrie du sol est assez étalée avec une proportion d'environ 30% de sable et gravier, 45% de limon et 25% d'argile. La pente moyenne du site est d'environ 3% et la quantité de graviers et cailloux est assez importante. Le drainage naturel de ce loam est bon et le site n'est pas pourvu d'un système de drainage agricole souterrain. L'épaisseur moyenne de la couche de sol est de 70 centimètres avant d'atteindre un horizon composé d'un schiste gris friable difficilement échantillonnable à la tarière. Une caractérisation des paramètres physiques du sol de Frelighsburg a été menée pendant les deux étés de suivi du site [Lafrance et al. 1994, 1995]. Le tableau 3.1 résume les différents paramètres mesurés pour les trois travaux primaires du sol à l'été 1995. Les échantillons de sol ayant servi à la caractérisation ont été prélevés à l'aide d'une tarière à douille métallique permettant un échantillonnage non-remanié du sol, et ce pour les profondeurs 5-15 cm et 25-35 cm. Deux campagnes de terrain ont été réalisées pour chaque année, soit à l'été et à l'automne.

Site de Varennes

Le sol du site de Varennes est une argile lourde de la série de St-Urbain, développé sur des dépôts marins de la mer de Champlain. La pente du sol est très faible (0,5 à 1 %) et la piérosité est nulle. Les proportions de sable, de limon et d'argile sont respectivement de 5%, 25% et 70%. Le drainage naturel est mauvais et le site n'est pas muni de drains agricoles souterrains. La profondeur de la zone saturée est très variable pendant la saison estivale, allant de quelques centimètres à plus d'un mètre. Suite à de fortes averses, l'engorgement rapide des pores du sol entraîne l'accumulation de l'eau à la surface du terrain sans pour autant provoquer de ruissellement sur le site. Les paramètres physiques du sol de Varennes ont été mesurés à deux reprises pendant l'été 1994, soit une fois en juin et une fois en septembre [Lafrance et al. 1994, 1995]. Le tableau 3.2 présente les résultats de caractérisation du site.

Tableau 3.1 Propriétés physiques du sol de Frelighsburg.

Travail du sol	Profondeur	Porosité	Capacité au champ	Densité (g/cm ³)	Matière organique (%)	Conductivité hydraulique (cm/s)
Semis direct	5-15 cm	0.52	0.49	1.14	7.63	0.006
	25-35 cm	0.50	0.45	1.15	4.34	0.008
Chisel	5-15 cm	0.54	0.51	1.04	8.43	0.006
	25-35 cm	0.54	0.49	0.96	6.83	0.004
Labour	5-15 cm	0.59	0.54	1.03	8.67	0.012
	25-35 cm	0.54	0.48	1.00	6.34	0.007

Tableau 3.2 Propriétés physiques du sol de Varennes.

Travail du sol	Profondeur	Porosité	Capacité au champ	Densité (g/cm ³)	Matière organique (%)	Conductivité hydraulique (cm/s)
Semis direct	5-15 cm	0.51	0.47	1.25	7.12	0.0001
	25-35 cm	0.56	0.48	1.39	5.22	0.0002
Chisel	5-15 cm	0.54	0.47	1.21	7.43	0.0007
	25-35 cm	0.58	0.48	1.39	6.19	0.0010
Labour	5-15 cm	0.54	0.48	1.19	7.26	0.0001
	25-35 cm	0.54	0.46	1.35	5.46	0.0002

3.2 Pratiques culturales

Les différentes pratiques culturales étudiées dans ce projet sont en usage courant dans la culture du maïs-grain au Québec. Les rangs de maïs sont espacés de 75 cm. Le calendrier des activités agronomiques réalisées aux sites de Frelighsburg et de Varennes est présenté au tableau 3.3. Les dates et les doses en azote appliquées pour les différentes fertilisations inorganiques y sont indiquées.

3.2.1 Antécédents culturaux

Le site de Frelighsburg était en production de maïs-grain sous semis direct depuis au moins quatre années avant l'expérience, avec repos du sol en 1993. Pour Varennes, le site était

cultivé en maïs-grain sous semis direct au cours des deux années précédant l'expérience. Avant ces deux années, le site était une prairie de graminées depuis quelques années.

Tableau 3.3 Calendrier des activités agronomiques à Frelighsburg et à Varennes.

Travaux agronomiques	Dates des travaux selon le site							
	site	mai	juin	juillet	août	sept.	oct.	nov.
Semis du maïs-grain	Fre 94 Fre 95 Var.	19 11	5					
Fertilisation	Fre 94 Fre 95 Var.	19 ^a 11 ^b	5 ^c 24 ^d	25 ^e 7 ^f				
Application herbicides/bromures	Fre 94 Fre 95 Var.	31	9 6					
Sarclage mécanique	Fre 94 Fre 95 Var.		6	14 7				
Récolte du maïs-grain	Fre 94 Fre 95 Var.					26	27 10	
Travaux culturaux primaires	Fre 94 Fre 95 Var.							1-15 1-15 1-15

Fertilisations (doses et composition):

a: 9 kg N/ha (9-18-9)

b: 43,6 kg N/ha (13-34-13)

c :9 kg N/ha (9-18-9)

d: 131,5 kg N/ha (27,5-0-0)

e: 117,4 kg N/ha (32-0-0)

f: 119,4 kg N/ha (32-0-0)

3.2.2 Travaux de sol étudiés

Les trois travaux de sol étudiés sont, dans l'ordre croissant d'intensité du travail: le semis direct, le chisel (travail réduit) et le labour conventionnel. Le labour conventionnel consiste à retourner complètement la couche superficielle de sol sur une profondeur variant de 10 à 30 cm. L'opération est suivie de travaux secondaires tels le passage d'un vibroculteur et un hersage. L'incorporation des résidus végétaux dans le sol est complète. L'appareillage du chisel est constitué de dents semi-rigides qui fouillent le sol sur une profondeur de 10 à 20 cm, sans retournement du profil de sol. L'enfouissement des résidus de récolte est donc partiel et 35% à 45% de la surface totale demeure couverte de résidus, procurant un profil cultural plus résistant à l'érosion que dans le cas d'une charrue

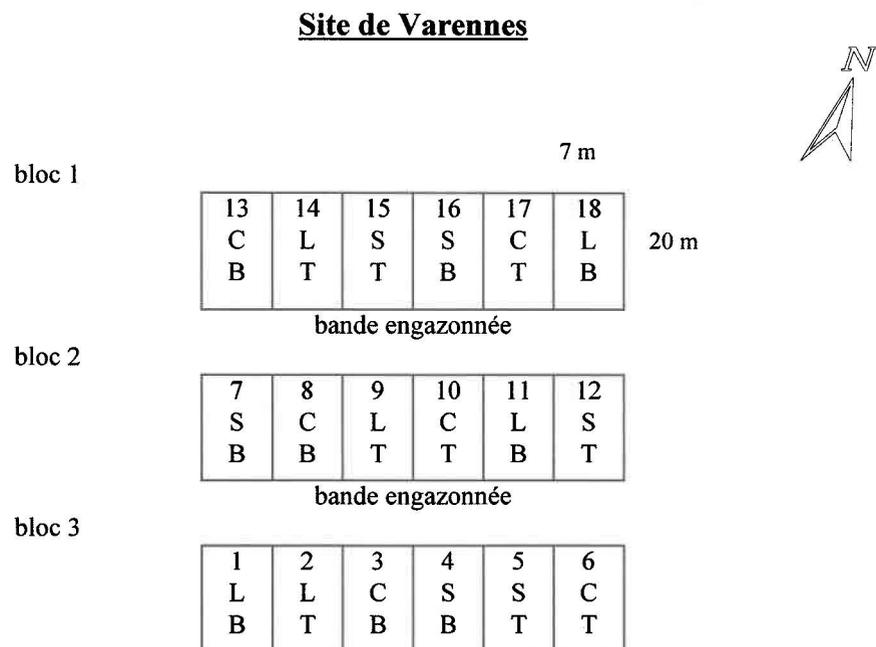
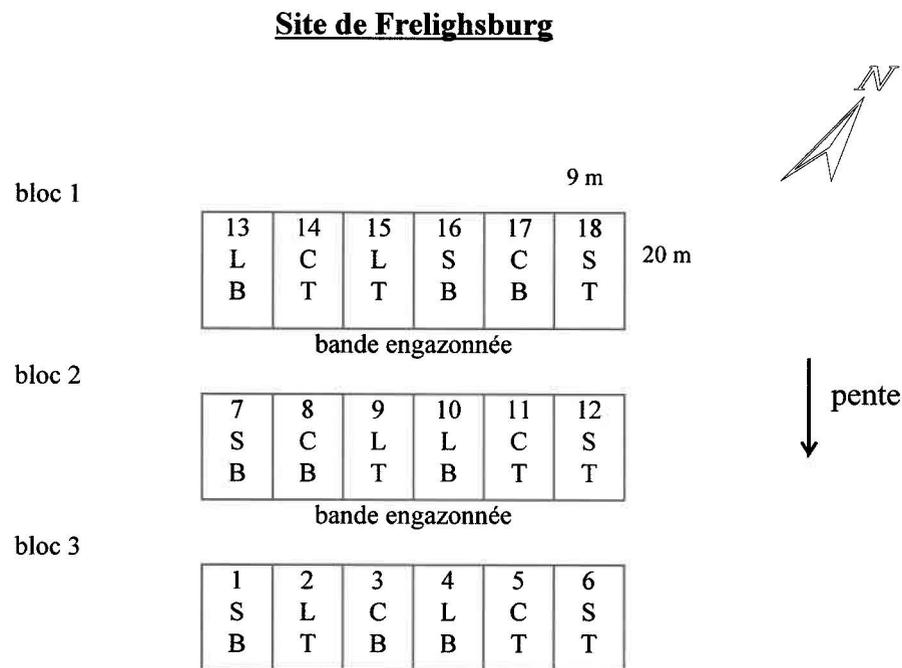
conventionnelle. Ce travail constitue une pratique de conservation du sol. Dans le cas du semis direct, aucun travail de sol n'est effectué avant le semis et les résidus de récolte sont laissés en friche à la surface du sol, limitant ainsi les processus d'érosion et de ruissellement.

3.2.3 Mode d'application des herbicides/bromures

L'application des herbicides et des bromures sur les parcelles expérimentales se fait de façon simultanée, soit en surface totale ou en bande. Le traitement en surface totale implique une pulvérisation sur toute la surface du champ, alors qu'en bande, la pulvérisation se fait uniquement sur les rangs de maïs-grain. Pour le traitement en bande, la largeur couverte par le jet des buses applicatrices est différente pour les deux années à Frelighsburg, soit de 30 cm en 1994 et de 37,5 cm en 1995. La quantité de bromures appliqués au champ (pour des taux d'application égaux) est donc réduite de 60 % ou de la moitié, selon l'année. À Varennes, la largeur des bandes est de 25 cm. Sur les dix-huit parcelles expérimentales d'un site, neuf sont pulvérisées en surface totale et les neuf autres en bandes. La distribution spatiale des traitements est déterminée aléatoirement.

3.3 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental utilisé pour les deux sites et pour les deux années (dans le cas de Frelighsburg) est un factoriel en blocs aléatoires complets à trois répétitions ou blocs. À l'intérieur de chaque bloc, il y a combinaison factorielle des trois travaux de sol étudiés (semis direct, chisel et labour conventionnel) ainsi que des deux modes d'application des herbicides et bromures (pulvérisation sur toute la surface de la parcelle et pulvérisation en bandes suivie d'un sarclage mécanique). Les parcelles des sites de Frelighsburg et de Varennes ont des dimensions respectives de 9×20 m et 7×20 m. Une bande engazonnée de 12 m de largeur a été implantée entre les blocs pour prévenir le ruissellement venant des parcelles en amont. Un trait de charrue de 10 à 15 cm de profondeur a aussi été fait entre chacun des blocs de répétition avant le semis du maïs-grain. La figure 3.2 présente les deux dispositifs expérimentaux.



L: Labour conventionnel;
 C: Chisel;
 S: Semis direct

B: Pulvérisation d'herbicides/bromures en bandes
 T: Pulvérisation sur la surface totale

Figure 3.2 Dispositifs expérimentaux de Frelighsburg et de Varennes.

3.3.1 Échantillonnage

Sol

Le prélèvement des échantillons de sol pour les deux sites a été réalisé à l'aide d'une tarière métallique. Le profil de sol pour les sites de Frelighsburg et de Varennes a été échantillonné selon quatre profondeurs, soit à 0-10, 10-20, 20-40 et 40-70 cm. Pour toutes les parcelles et pour chacune des profondeurs étudiées, six sous-échantillons ont été prélevés et mélangés pour former un seul échantillon composite, représentatif de la parcelle pour une profondeur donnée. Une campagne de terrain réalisée à Frelighsburg impliquait un nombre total de 72 échantillons composites d'environ 150 g chacun (4 profondeurs × 18 parcelles).

Sur les six sous-échantillons, prélevés aléatoirement sur deux rangs de maïs d'une parcelle donnée, deux étaient positionnés sur les rangs, tandis que les quatre autres se trouvaient sur l'interang (deux à 25 cm et deux à 50 cm des rang choisis). Cette disposition des points d'échantillonnage permettait de tenir compte du mode d'épandage en bande des bromures, qui couvrait entre 40 % et la moitié de la surface totale de la parcelle, selon l'année.

Pour l'été 1994 et pour les deux sites, les campagnes de terrain ont été échelonnées sur une période de quarante jours après l'application des herbicides/bromures: jour 0 («teneur de fond»), jour 1 (épandage), et par la suite 5, 10, 15, 25 et 40 jours après la pulvérisation, pour un total de sept campagnes par site. À l'été 1995, le suivi des nitrates dans le sol de Frelighsburg s'est poursuivi jusqu'à la récolte du maïs-grain à l'automne, soit environ 150 jours après l'épandage des herbicides/bromures. L'échantillonnage du sol s'est déroulé ainsi: jour 0, 1 (épandage), 5, 10, 15, 25, 40, 70, 100 et 150. Seules les concentrations en nitrates ont été mesurées pour les trois derniers échantillonnages, les concentrations en bromures étant alors négligeables à partir du jour 40.

Eau

Dans le cadre du projet FRDTE, un dispositif de collecte de l'eau ruisselée a été aménagé sur chacune des parcelles pour les deux sites. Ce dispositif est composé d'une cuve en polyéthylène haute densité (PHDE) disposée dans le sens de la largeur, i.e. perpendiculaire aux rangs de maïs. Les dimensions sont les suivantes: 75 cm de longueur (un inter-rang) par 60 cm de largeur par 50 cm de profondeur. Les cuves sont disposées au tiers inférieur (aval) de chaque parcelle et interceptent l'eau ruisselée dans les deux rangs centraux des parcelles. La superficie totale ainsi échantillonnée par les dispositifs représente environ 16 m² pour le site de Frelighsburg.

Cinq événements pluviaux ont été échantillonnés en 1994 au site de Frelighsburg. En 1995, seulement trois événements ont été échantillonnés, résultat des faibles précipitations pendant les mois de juin, juillet et août. Le site de Varennes a été suivi à l'été 1994 uniquement.

3.3.2 Doses de bromures appliquées

Les bromures ont été choisis comme traceur des écoulements de l'eau car ils sont non-réactifs (pas d'adsorption) et ne montrent pas de phytotoxicité ni d'interaction avec les herbicides (vérifié en laboratoire par la mise en contact de 6,5 mL de PRIMEXTRA dans 100 mL d'eau avec 19 g de Br).

Pour l'application au sol, quatre pré-mélanges ont été préparés pour être directement ajoutés aux bouillies à appliquer avec les herbicides. Deux récipients de 20 L ont été fournis à chacun des agriculteurs de Frelighsburg et de Varennes, respectivement pour les applications en surface totale et en bandes. Le tableau 3.4 présente les différentes doses appliquées sur les sites de Frelighsburg et Varennes.

Tableau 3.4 Quantités de bromures appliquées sur les parcelles expérimentales.

Bromures	Varenes		Frelighsburg			
	surface totale	bande	surface totale		bande	
	1994		1994	1995	1994	1995
Superficie (m ²)	1260	420	1620	1620	540	810
Masse NaBr (kg)	3,94	1,31	5,25	3,5	1,69	1,7
Dose (kg Br/ha)	24,27	24,27	25,18	21,5	24,27	20,5

3.4 Techniques d'analyse

3.4.1 Traitement des échantillons

Les échantillons de sol prélevés sur le terrain étaient insérés dans un petit bocal de plastique et stockés immédiatement dans une glacière. Arrivés au laboratoire, les échantillons étaient disposés pour la nuit dans une chambre froide à 4 °C. Le jour suivant, les sols humides étaient pesés dans des assiettes d'aluminium pour ensuite être séchés à l'air libre pendant 72 heures en vue de déterminer les contenus en eau. Le grand nombre d'échantillons à traiter à chaque campagne explique la non-utilisation du protocole classique de détermination des teneurs en eau avec utilisation de l'étuve à 105 °C. Une vérification entre les deux méthodes de séchage (à l'air et à l'étuve) a montré une différence d'environ seulement 1 à 2 % entre les contenus en eau mesurés, ce qui est négligeable.

Une fois le sol séché, les échantillons étaient broyés au mortier et passés au tamis de 2 mm, étape particulièrement nécessaire pour le sol pierreux de Frelighsburg. Un sous-échantillon de 25 g de sol tamisé sec était ensuite préparé et remis dans la chambre à 4 °C pour être analysé ultérieurement à l'aide d'électrodes spécifiques (nitrates et bromures).

Dans le cas des échantillons d'eau prélevés par l'équipe FRDTE-herbicides, ils étaient acheminés au laboratoire dans une glacière et stockés pour la nuit dans une chambre à 4 °C.

Les concentrations en bromures et nitrates étaient mesurées le lendemain à l'aide d'électrodes spécifiques.

3.4.2 Extraction et dosage des nitrates et bromures

Les différents échantillons de sol ont été analysés pour leurs concentrations en nitrates et en bromures, après une extraction 1:2 avec de l'eau distillée (25 g de sol / 50 mL d'eau). L'extraction à l'eau distillée se fait assez couramment dans la littérature [Onken et al. 1975, Silvertooth et al. 1992], les ions nitrates et bromures étant solubles et facilement remis en solution. Le mélange sol-eau était alors agité mécaniquement pendant une heure. Par la suite, 1 mL d'une solution de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 2M («ajusteur de force ionique») était ajouté à l'échantillon pour assurer un niveau homogène d'ions dans le mélange, tel qu'indiqué dans le manuel d'utilisation de l'électrode spécifique [Cole-Palmer 1994]. Les échantillons passaient ensuite à la centrifugeuse pendant 10 minutes à 3000 RPM et le dosage des nitrates et bromures était finalement réalisé dans le liquide surnageant à l'aide des électrodes spécifiques. L'électrode spécifique utilisée pour doser les nitrates est conçue par Cole-Palmer (modèle 27 502-31). Deux électrodes ont été utilisées pour doser les bromures, soit une électrode de référence à double parois (Orion, modèle 90-02) et une électrode spécifique à l'ion bromure (Orion, modèle 94-35). Le pH-mètre utilisé est le modèle 420A fabriqué également par la compagnie Orion research inc.

Le dosage des nitrates et bromures dans l'eau ruisselée a été réalisé avec les mêmes électrodes spécifiques, suite à l'ajout de 1 mL d'une solution de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 2M dans 100 mL d'échantillon d'eau.

3.5 Logiciel SAS

La version 3.10 du logiciel SAS (SAS Institute inc., 1988) pour Windows a été utilisée pour le traitement statistique des données de terrain. La première étape d'une analyse de variance (Anova) standard consiste à exprimer en termes mathématiques le modèle ayant servi à l'élaboration du dispositif expérimental de terrain. Dans le cas présent, pour un

dispositif en blocs factoriels aléatoires complets, le modèle est fonction du réplicat (REP), du travail du sol (TRAV) et du mode d'épandage des herbicides et bromures (HERB):

$$y_{ijkl} = \text{REP}_i + \text{TRAV}_j + \text{HERB}_k + (\text{TRAV} * \text{HERB})_{jk} + \varepsilon_l$$

L'unique interaction considérée (TRAV*HERB) est celle entre le travail du sol et le mode d'épandage des herbicides/bromures afin de maximiser le nombre de degrés de liberté à l'erreur (ε). En tenant compte de toutes les interactions possibles, le nombre de degrés de liberté à l'erreur aurait été nul. Le tableau 3.5 présente les degrés de liberté associés à chacun des termes. Le facteur temps (T) est utilisé pour l'analyse de variance sur les valeurs répétées dans le temps.

Tableau 3.5 Degrés de liberté de l'analyse de variance.

Facteur	Degrés de liberté
Réplicat (REP)	2
Travail du sol (TRAV)	2
Appl. herb/brom (HERB)	1
TRAV*HERB	2
erreur «a»	10
Temps (T)	5
REP*T	10
TRAV*T	10
HERB*T	5
TRAV*HERB*T	10
erreur «b»	80
TOTAL	137

La procédure GLM du logiciel SAS a été utilisée pour réaliser l'Anova. Cette procédure permet le traitement d'un grand nombre de situation, par exemple l'analyse événement par événement ou sur des valeurs répétées dans le temps (option "Repeated Time"). Un niveau de signification de 5 % est retenu pour déterminer si l'effet est significatif ou non. Lorsque le test de sphéricité le permettait, i.e. si les données présentaient les caractéristiques d'une analyse univariée, un test de comparaison des moyennes était réalisé (test de Tukey).

3.6 Logiciel AgriFlux

3.6.1 Présentation du logiciel AgriFlux

Le logiciel AgriFlux 1.0 a été développé à l'INRS-Eau [Banton et al. 1993] pour le compte du Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). Ce modèle mathématique simule le cycle et le transport de l'azote dans la zone non-saturée du sol. Il est basé sur une représentation physique des processus (modèle mécaniste) et tient compte de la variabilité spatiale des paramètres (approche stochastique). Il s'agit d'un modèle unidimensionnel comportant deux modules: le module **HydriFlux**, qui simule le transport de l'eau et sa répartition dans les différentes composantes affectant le bilan hydrologique (précipitations, ruissellement, infiltration, prélèvement d'eau par la culture, évaporation, percolation et drainage), et le module **NitriFlux**, qui simule le cycle et le transport de l'azote dans le sol (amendements, ruissellement, minéralisation, immobilisation, nitrification, dénitrification, prélèvement d'azote par la culture et lessivage).

Les déplacements de l'eau et des différentes formes azotées sont simulés avec un pas de temps journalier. Le modèle AgriFlux a été conçu comme outil de gestion des fertilisants applicable au contexte québécois.

3.6.2 Approche stochastique

Le modèle AgriFlux tient compte de la variabilité spatiale des paramètres et facteurs influençant les processus hydrologiques et ceux liés au cycle de l'azote. Une approche de modélisation stochastique est donc préconisée, ceci pour représenter les paramètres non pas uniquement par leur moyenne (modèles déterministes), mais par les caractéristiques de leurs distributions spatiales. La technique Monte Carlo est utilisée dans AgriFlux pour intégrer cette variabilité spatiale des paramètres. Cette technique de modélisation stochastique consiste à réaliser un certain nombre de simulations déterministes pures pour lesquelles des valeurs de paramètres sont tirées aléatoirement (tirage Monte Carlo) selon la distribution statistique déclarée de chaque paramètre. L'utilisateur définit lui-même le nombre de simulations à réaliser, pour un maximum de 1000, selon la précision désirée. Les distributions déclarées dans les fichiers d'entrée du modèle sont soit discrète, uniforme, normale, lognormale ou asymétrique.

3.6.3 Entrées du modèle

Le modèle AgriFlux nécessite un certain nombre de données d'entrée regroupées spécifiquement dans six fichiers: caractéristiques du profil de sol, données climatiques, pratiques culturales, paramètres du cycle de l'azote, données sur les fertilisations et caractéristiques du scénario à simuler. L'utilisateur fournit les différentes informations requises par le modèle et crée ainsi six fichiers d'entrée (*.SOL, *.CLI, *.CLT, *.AZO, *.FER, et *.SIM). Il est également possible de créer un fichier précipitation (*.PRE) lorsque les valeurs journalières des précipitations sont connues pour un site donné. Autrement, le modèle utilise les moyennes mensuelles des précipitations du fichier climat pour générer une répartition probable de précipitation.

L'utilisateur peut définir un nombre maximal de vingt couches de sol dans le but de représenter le mieux possible le profil pédologique et les processus du cycle de l'azote. À l'intérieur de chaque couche, on retrouve les réservoirs contenant les formes organiques et inorganiques de l'azote, de même que les réservoirs du carbone. L'azote organique est

réparti en litière, fèces et humus, tandis que l'azote minéral est constitué des formes ammonium et nitrates.

3.6.4 Sorties du modèle

Dans le cas des fichiers résultats, AgriFlux génère quatre types de fichiers différents: les fichiers de flux journaliers d'eau et de nitrates, les fichiers de flux cumulés d'eau et de nitrates, les fichiers de concentrations en nitrates des différents flux d'eau et les fichiers présentant l'état des réservoirs de carbone et d'azote du sol à une date spécifiée par l'utilisateur du logiciel. Les fichiers des flux journaliers et de l'état des réservoirs contiennent la moyenne et l'écart-type des valeurs obtenues par les simulations.

Les résultats des valeurs de flux journaliers d'eau et de nitrates permettent de quantifier les pertes environnementales vers les eaux souterraines et de surface, et d'identifier les périodes de recharge des aquifères. Les flux cumulés de nitrates déterminent les quantités annuelles d'azote lessivé ou ruisselé et permettent une comparaison directe avec les apports en fertilisants. Le rapport des flux cumulés de nitrates et d'eau atteignant l'eau souterraine fournit une valeur moyenne de la concentration en nitrates susceptible d'être mesurée dans la nappe. Tous les fichiers résultats créés par AgriFlux peuvent être visualisés graphiquement sur l'ensemble de la période couverte par la simulation ou pour un intervalle de temps précis déclaré par l'utilisateur.

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Données météorologiques

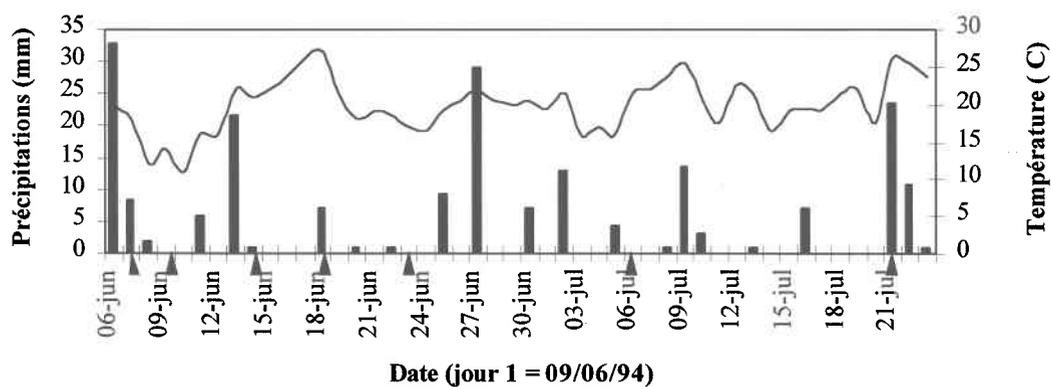
En 1994, l'échantillonnage de sol s'est déroulé sur une période 40 jours après l'application des herbicides/bromures, tandis qu'en 1995 le site de Frelighsburg a été suivi jusqu'au 31 octobre 1995. La figure 4.1 présente les valeurs des précipitations mesurées sur les deux sites pendant les périodes d'échantillonnage de sol, ainsi que les températures moyennes enregistrées aux stations météorologiques de Sutton et de Verchères, villes situées respectivement à vingt kilomètres au nord-est de Frelighsburg et à dix kilomètres de Varennes. Les dates d'échantillonnage de sol sont indiquées par une flèche sur les figures.

À l'été 1995, les données du pluviomètre installé à Frelighsburg sont utilisées jusqu'à la fin juillet (retrait de l'appareil) et les données de la station météorologique de Sutton sont par la suite utilisées pour le mois d'août. Les données journalières des mois de septembre, octobre et novembre n'étaient pas encore disponibles au mois de décembre 1995. Les deux derniers échantillonnages de sol en 1995 ne sont pas indiqués sur la figure 4.1 b et ont eu lieu les 10 septembre et 31 octobre 1995.

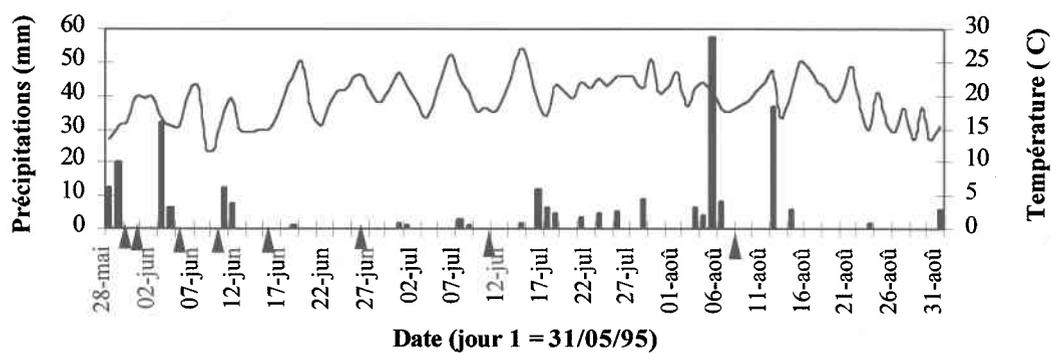
L'été 1995 a été beaucoup plus sec qu'en 1994 pour le site de Frelighsburg, avec des valeurs respectives de 99,3 et 204,4 mm de pluie pour les 40 premiers jours suivant l'épandage des herbicides/bromures. Pendant ces mêmes 40 jours, le site de Varennes a reçu plus de 300 mm de pluie du 19 mai au 18 juillet 1994.

Les températures moyennes sont voisines pour les deux années à Frelighsburg, soit environ 19 °C pour les deux périodes de 40 jours; la température moyenne enregistrée à Sutton du 31 mai au 31 août 1995 est de 19,5 °C. Pour le site de Varennes, la température moyenne est de 18,2 °C. D'un point de vue climatique, les différences majeures entre les deux années de suivi et les deux sites se situent donc au niveau des précipitations reçues.

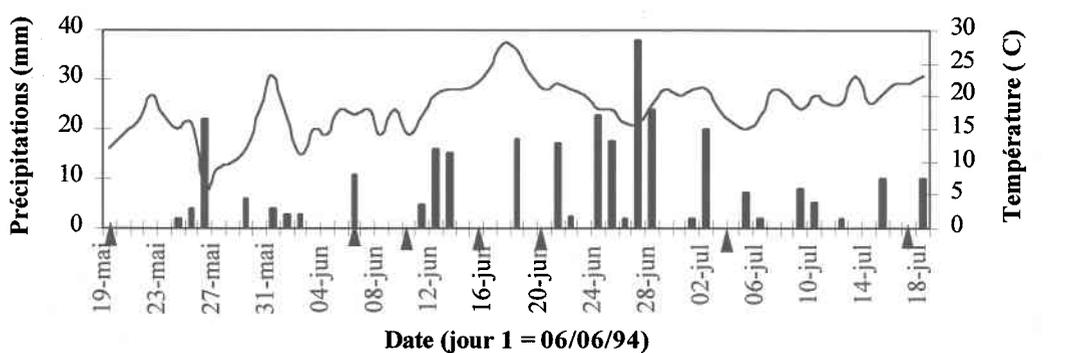
a) Frelighsburg 1994.



b) Frelighsburg 1995.



c) Varennes 1994.



▲ Échantillonnage de sol

Figure 4.1 Précipitations et températures aux sites de Frelighsburg et Varennes.

4.2 Bromures dans le sol

L'utilisation d'un sel de bromure comme traceur des écoulements est fréquente en science agricole, les ions Br ne possédant aucune interaction avec les particules de sol. Les différentes doses de bromures appliquées pour les deux sites ont été présentées à la section 3.3.2. Pour chacun des graphiques présentés dans la présente section et dans les sections subséquentes, les différents travaux de sol et modes d'application des bromures sont représentés dans la légende par leurs initiales: labour conventionnel (L), chisel (C) ou semis direct (S) avec pulvérisation en bande (B) ou en surface totale (T). Le suivi des bromures dans le sol s'est échelonné sur une période de 40 jours après l'épandage. Seules les concentrations dans les trois premières couches de sol sont présentées (0-10, 10-20 et 20-40 cm), les concentrations dans la couche sous-jacente étant trop faibles pour être détectées par l'électrode spécifique. De plus, la couche 40-70 cm n'a pas été échantillonnée à toutes les campagnes de terrain et ne représente donc que quelques points sur les graphiques. Les données brutes des mesures de concentrations en bromures dans le sol sont présentées à l'annexe A.

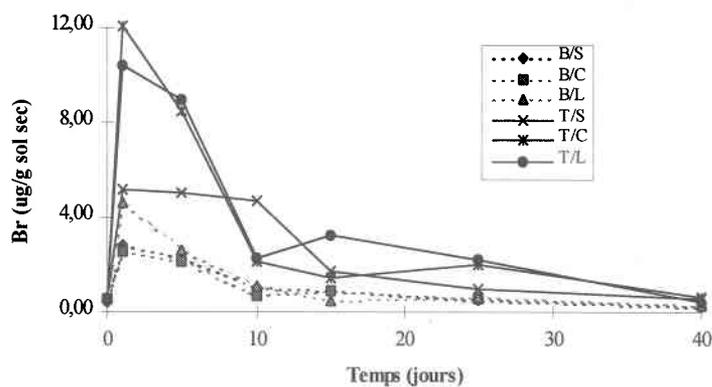
4.2.1 Frelighsburg

Été 1994

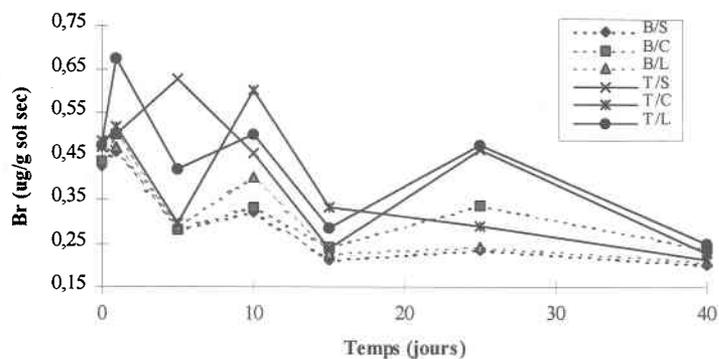
L'application des bromures sur le site de Frelighsburg a été réalisée simultanément à celle des herbicides le 9 juin 1994. Les résultats des concentrations en bromures dans le sol sont présentés à la figure 4.2. D'une manière générale, les concentrations en bromures décroissent avec le temps et avec la profondeur. La dose de bromures appliquée et déclarée par l'agriculteur, soit 25,18 kg Br/ha (parcelles en surface totale), n'est par contre pas détectée entièrement. En considérant une densité du sol d'environ 1 g/cm³, telle qu'évaluée sur le terrain, la concentration mesurée par l'électrode spécifique devrait être voisine de 25 µg Br/g sol sec pour la couche 0-10 cm. On obtient plutôt, au jour de l'épandage, des valeurs d'environ 11 µg Br/g sol sec, pour une dose équivalente appliquée de 11 kg Br/ha en surface totale. Cette différence quelque peu énigmatique, également constatée en 1995 et dans les mêmes proportions, peut être attribuée à l'application

partielle sur le champ du volume total de bromures fournis à l'agriculteur, ou à des erreurs potentielles dans la mesure ou le calcul des concentrations.

a) Profondeur 0-10 cm



b) Profondeur 10-20 cm



c) Profondeur 20-40 cm

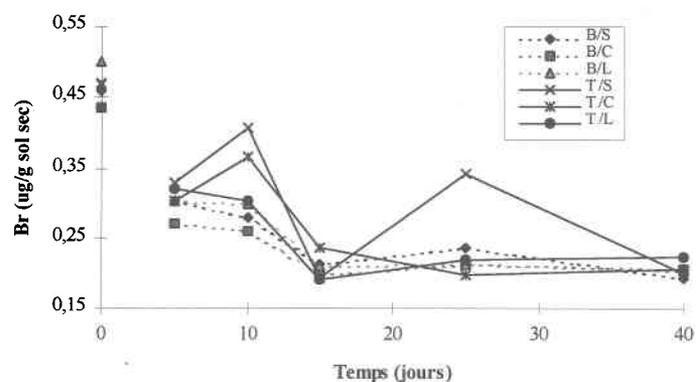


Figure 4.2 Bromures dans le sol, Frelighsburg 1994.

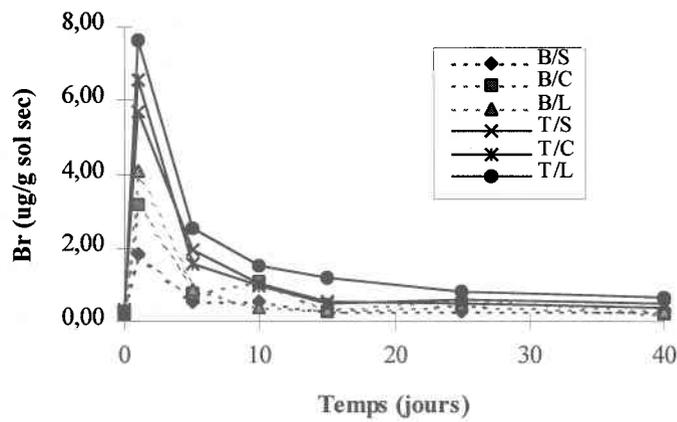
Pour la profondeur 0-10 cm, la décroissance temporelle des concentrations suite à l'épandage est assez bien marquée, résultat des pertes par ruissellement de surface et par infiltration verticale des bromures. Les parcelles en surface totale présentent des concentrations 2 à 3 fois plus élevées que les parcelles en bande, ce qui est cohérent avec les masses appliquées dans les deux cas.

Pour les profondeurs 10-20 cm et 20-40 cm, les concentrations en bromures sont beaucoup plus faibles, inférieures à 1 $\mu\text{g/g}$ sol sec. L'allure saccadée des courbes provient d'un effet d'échelle verticale beaucoup plus réduite. Comme pour la première profondeur, les parcelles en bande montrent des concentrations plus faibles qu'en surface totale. Pour ces deux couches, les courbes fluctuent dans le temps sans mettre en évidence une infiltration massive et ponctuelle des bromures dans le sol. L'influence des travaux de sol sur l'infiltration de l'eau est à ce stade-ci difficilement discernable graphiquement, mis à part la tendance du semis direct (T/S) à présenter une plus forte concentration en bromures pour la couche de 20-40 cm. L'analyse statistique permettra de déterminer les effets ayant un impact significatif sur les concentrations.

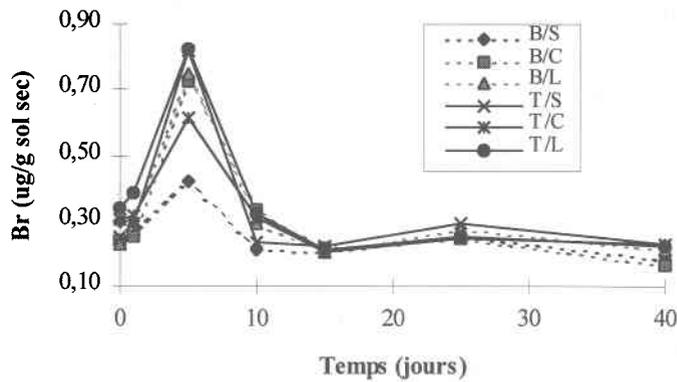
Été 1995

L'application simultanée des herbicides et des bromures a été réalisée le 31 mai 1995. Les résultats des concentrations en bromures dans le sol sont présentés à la figure 4.3. À la première profondeur (0-10 cm), les concentrations en bromures montrent un pic au jour 1, indication que l'échantillonnage s'est réalisé de manière adéquate pour le jour de l'épandage. Telle que remarquée à l'été 1994, une fraction seulement de la dose de 21,5 kg Br/ha déclarée par l'agriculteur est retrouvée dans le sol suite à l'épandage. Les concentrations détectées ce jour-là par l'électrode montrent plutôt des valeurs de l'ordre de 7 $\mu\text{g Br/g}$ sol sec pour les parcelles en surface totale, équivalent à une dose appliquée théorique d'environ 7 kg Br/ha. Ceci représente près de 33 % de la dose déclarée, alors qu'en 1994 la proportion était de l'ordre de 44 %.

a) Profondeur 0-10 cm



b) Profondeur 10-20 cm



c) Profondeur 20-40 cm

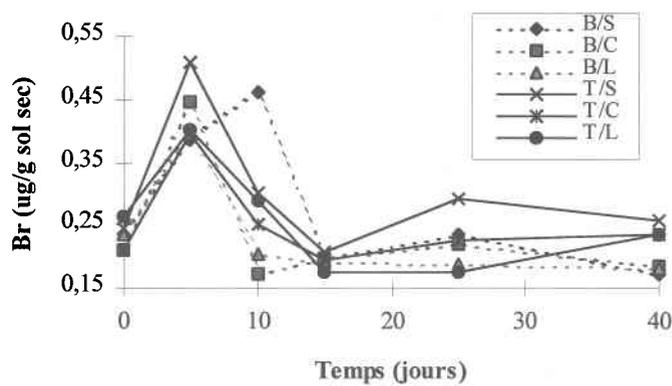


Figure 4.3 Bromures dans le sol, Frelighsburg 1995.

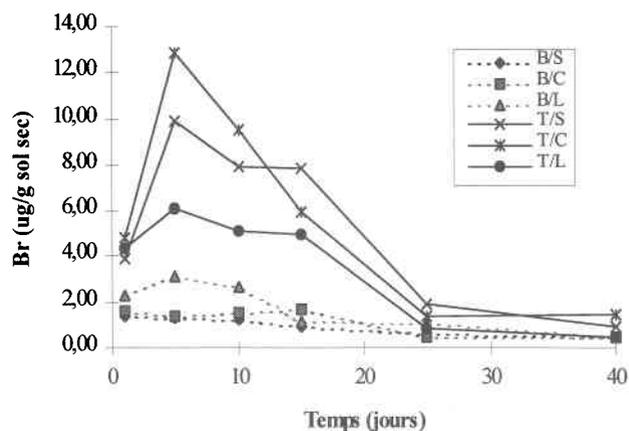
Suite au pic observé le jour 1, les concentrations dans la couche 0-10 cm montrent une décroissance temporelle marquée, résultat des pertes par ruissellement de surface et par infiltration verticale des bromures dans les jours suivants l'application. Les parcelles en surface totale montrent comme prévu des concentrations en bromures plus élevées que celles en bande, d'un facteur de 2 à 3. À cette première profondeur, le labour conventionnel (T/L) présente dans le temps des concentrations plus élevées en bromures que le chisel et le semis direct.

Pour la deuxième profondeur (10-20 cm), une augmentation bien marquée des concentrations est observée le jour 5 après l'épandage, résultat de l'infiltration verticale ponctuelle des bromures suite à une précipitation de 38,6 mm au jour 4 de l'expérience (4 juin 1995). Les concentrations montrent par la suite une décroissance bien marquée. À la troisième profondeur (20-40 cm), les concentrations les plus fortes sont retrouvées au jour 5 et au jour 10, ce qui est concordant avec l'infiltration des bromures occasionnée par la précipitation du jour 4. Pour cette profondeur et comme en 1994, le semis direct (T/S et B/S) semble être le travail qui favorise les plus fortes exportations de bromures en profondeur.

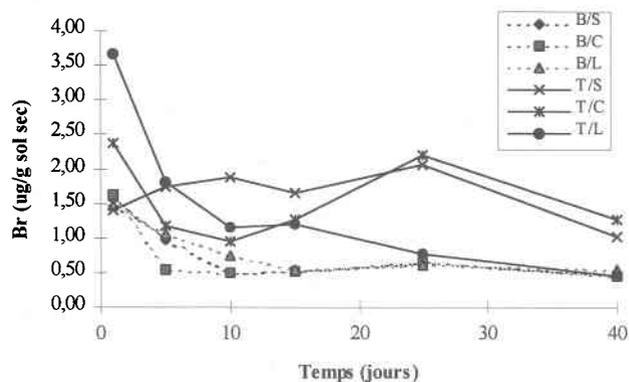
4.2.2 Varennes

L'application de bromures et d'herbicides a été réalisée le 6 juin 1994 sur le site de Varennes. La figure 4.4 présente les concentrations en bromures mesurées sur le terrain pendant l'été 1994. La très faible pente ainsi que le mauvais drainage de l'argile de St-Urbain ont entraîné un comportement un peu particulier du site: pratiquement aucun ruissellement n'a été enregistré pendant l'été par le dispositif de collecte d'eau et les cuves collectrices ont même été expulsées du sol suite à des remontées occasionnelles de la nappe après de fortes précipitations. À la profondeur 0-10 cm (figure 4.4 a), les concentrations en bromures les plus fortes sont rencontrées au jour 5. Ceci implique un problème d'échantillonnage pour le jour 1, la tarière n'ayant possiblement pas prélevé la totalité de la dose appliquée. Hormis ce fait, les concentrations présentent par la suite une décroissance marquée au jour 25, résultat d'une précipitation abondante de plus de 100 mm durant les

a) Profondeur 0-10 cm



b) Profondeur 10-20 cm



c) Profondeur 20-40 cm

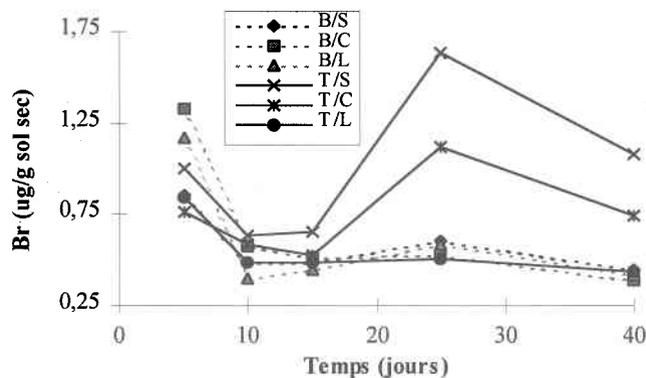


Figure 4.4 Bromures dans le sol, Varennes.

quatre jours précédents. L'apparition de concentrations plus élevées ce jour-là dans les couches 10-20 cm et 20-40 cm est le résultat de l'infiltration occasionnée par cette pluie. À la dernière profondeur, le lessivage vertical des bromures semble avoir été le plus élevé pour la combinaison T/S qui montre les plus fortes concentrations.

Comparativement au site de Frelighsburg pour les deux années (figures 4.2 et 4.3), les concentrations moyennes retrouvées dans les couches 10-20 cm et 20-40 cm sont trois à quatre fois plus élevées dans le sol de Varennes. Ce résultat origine du taux d'infiltration nettement plus faible de l'argile que pour le loam de Frelighsburg, ce qui entraîne une disparition plus lente des bromures appliqués. De plus, l'absence de ruissellement sur le site implique l'infiltration presque totale des volumes d'eau précipités et donc des concentrations en bromures dans le sol plus élevées. À noter également, tel que prévu, des concentrations plus faibles pour les parcelles en bandes que pour celles en surface totale.

4.3 Bromures dans l'eau ruisselée

Dans le cadre du projet, l'eau ruisselée a été échantillonnée indépendamment pendant les étés 1994 et 1995 pour le site de Frelighsburg, et à l'été 1994 pour le site de Varennes. La présente étude s'intéressant à la répartition des écoulements de l'eau, il est jugé pertinent d'inclure les résultats des masses exportées en bromures et en nitrates par le ruissellement de surface, de même que les volumes d'eau ruisselés. Le site de Varennes n'ayant généré à toute fin pratique aucun ruissellement dans les cuves collectrices, résultat de la très faible pente et du comportement hydrologique du sol, aucune donnée de ruissellement n'est disponible pour ce site. Le traitement statistique des données d'eau ruisselée n'est pas présenté de façon détaillée dans cette partie, ayant été réalisé par ailleurs [Lafrance et al. 1994, 1995]. Les volumes d'eau ruisselés et les masses de bromures exportées dans l'eau ruisselée sont présentées à l'annexe A.

4.3.1 Frelighsburg

Cinq événements pluviaux ont été échantillonnés pendant l'été 1994, parallèlement à l'échantillonnage des sols. L'été 1995 ayant été plus sec, seulement trois événements pluviaux ont été prélevés. Les dates d'échantillonnage et les hauteurs d'eau précipitées (mesurées à l'aide du pluviomètre) pour les deux saisons sont présentées au tableau 4.1.

Tableau 4.1 Dates des événements pluviaux échantillonnés, site de Frelighsburg.

Événement	1994		1995	
	Date	Précipitation (mm)	Date	Précipitation (mm)
1	14/06	21,6	04/06	38,6
2	28/06	29,2	06/08	77
3	04/07	13,2	12/08	36,6
4	11/07	13,7		
5	16/07	7,1		

Été 1994

La figure 4.5 montre les volumes d'eau ruisselés et interceptés par le dispositif de collecte d'eau en 1994; les cinq événements sont représentés pour chacune des six combinaisons de traitements étudiés. Graphiquement, on remarque une influence très marquée du travail du sol sur le volume d'eau ruisselé pour chacun des cinq événements. Cette influence est d'ailleurs confirmée par l'analyse statistique [Lafrance et al. 1994, 1995]. Les volumes ruisselés croissent avec l'intensification du travail du sol, soit du semis direct au labour conventionnel en passant par le chisel. Pour les cinq événements, le ruissellement sous semis direct est de cinq à plus de onze fois moindre que pour les parcelles en labour conventionnel. La présence de résidus de culture en surface et la conservation des macropores naturels du sol peuvent expliquer cette diminution du ruissellement sous travail réduit du sol [Onstad and Voorhees 1987, Logan et al. 1987].

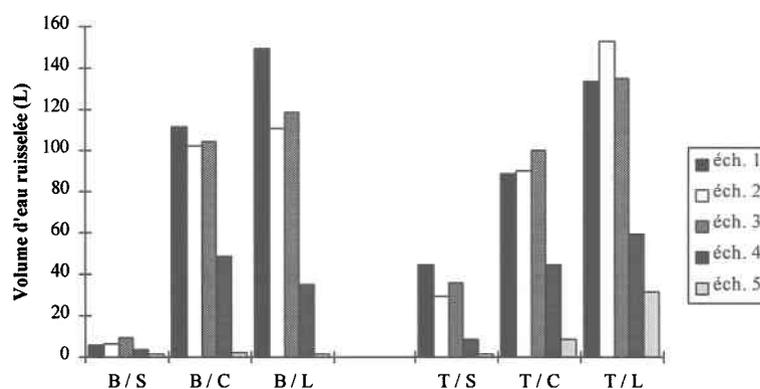


Figure 4.5 Volumes d'eau ruisselés, Frelighsburg 1994.

La figure 4.6 présente les masses exportées en bromures associées à ces cinq événements pluviaux échantillonnés. L'examen général de cette figure montre que les masses exportées tendent à suivre la même tendance que pour les volumes d'eau ruisselés, résultat attendu étant donné le déplacement des ions bromures en solution avec l'eau. Statistiquement, la masse de bromures exportée est significativement fonction du travail de sol pour les événements 2, 3 et 4 [rapport d'étape no 4, INRS-Eau 1994]. Le semis direct, qui tend à favoriser l'infiltration au détriment du ruissellement, entraîne la disparition en surface d'une partie importante de la masse pouvant être ruisselée ultérieurement. Le labour conventionnel présente les plus fortes masses de bromures exportées. Tel que prévu, la masse de bromures est significativement plus faible sur les parcelles pulvérisées en bandes que celles en surface totale (excepté dans le cas du chisel).

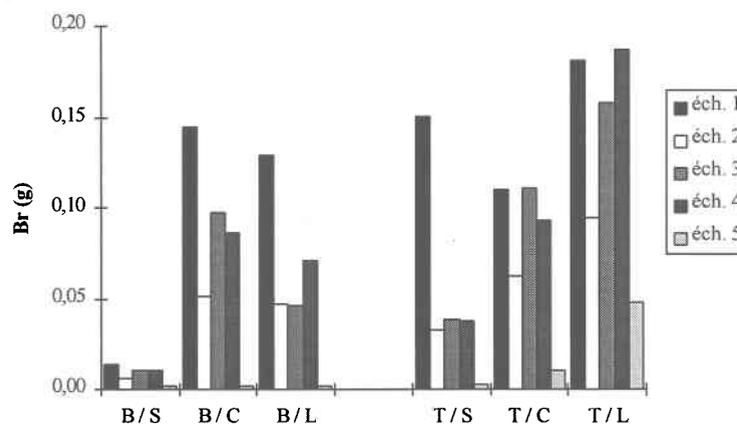


Figure 4.6 Masses de bromures exportées dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1994.

Été 1995

La figure 4.7 présente les volumes d'eau ruisselés pour les trois échantillonnages de l'été 1995. À noter tout d'abord des volumes d'eau ruisselés beaucoup moins importants pour les événements 2 et 3, comparativement aux volumes mesurés à l'été 1994. Par exemple, dans le cas du labour, la précipitation de 77 mm du 6 août 1995 (événement 2) n'a généré que très peu de ruissellement sur la surface échantillonnée des parcelles (16 m²), soit moins de 25 litres. En comparaison, le troisième événement de 1994 (13,2 mm) a généré en moyenne plus de 120 litres de ruissellement dans les cuves des parcelles en labour conventionnel. Outre les effets d'intensité et de durée des précipitations, ces différences dans le comportement hydrologique des parcelles peuvent être attribuées au fait que les événements 2 et 3 en 1995 ont eu lieu au mois d'août, au moment où les plants de maïs font plus de deux mètres de hauteur; une bonne partie des précipitations est donc interceptée par le feuillage des plants et n'atteint pas le sol, ne pouvant ainsi contribuer au ruissellement. L'analyse statistique réalisée a ainsi montré une influence significative des travaux de sol pour le premier événement uniquement ($p = 0,0022$). Comme pour l'année 1994, le semis direct présente les volumes d'eau ruisselés les plus faibles, suivi du chisel et du labour conventionnel. Lorsque comparés événement par événement, les volumes ruisselés sont de 4 à plus de 30 fois supérieurs pour le labour par rapport au semis direct, en ne tenant pas compte du mode de pulvérisation des herbicides/bromures.

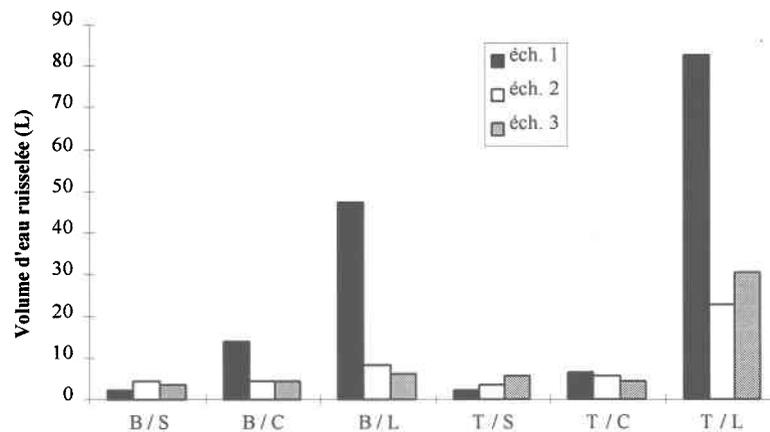


Figure 4.7 Volumes d'eau ruisselés, Frelighsburg 1995.

Les masses de bromures exportées par ruissellement en 1995 sont présentées à la figure 4.8. Pour le premier événement, le travail du sol possède une influence significative ($p = 0,0013$) sur les masses exportées, le semis direct présentant les plus faibles valeurs et le labour conventionnel les plus fortes. Pour les deux autres événements échantillonnés, aucune influence n'a été détectée pour le travail du sol, non plus que pour le mode d'application des herbicides, et ce pour les trois événements.

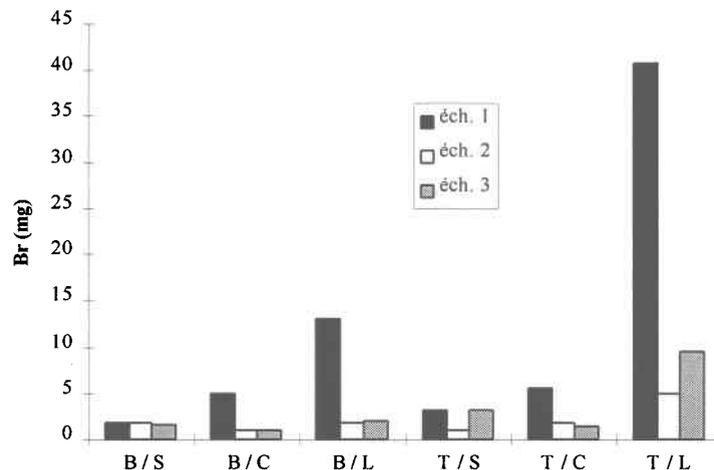


Figure 4.8 Masses de bromures exportées dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1995.

4.3.2 Bilan des masses de bromures ruisselées

Un bilan des masses totales de bromures exportées (par hectare) pendant les périodes échantillonnées est présenté au tableau 4.2. Seules les combinaisons en surface totale sont présentées pour les trois travaux de sol. Pour les deux années, les masses exportées augmentent avec l'intensification du travail du sol ($S < C < L$). À noter par contre que les masses cumulées sont de un à deux ordres de grandeur moins élevées en 1995 qu'en 1994. Cette différence est notamment due aux faibles volumes d'eau ruisselés pour les événements 2 et 3 en 1995, ainsi qu'au plus grand nombre d'événements échantillonnés à l'été 1994 (cinq au lieu de trois). De plus, l'été 1995 ayant été particulièrement sec, les rares précipitations contribuaient probablement à combler les déficits en eau du sol et il est

permis de croire qu'une bonne partie de la masse de bromures appliquée a été évacuée par l'infiltration dans le sol.

Le premier événement pluvial après l'application des herbicides est souvent le plus déterminant du point de vue des impacts environnementaux [Logan et al. 1987]. Le tableau 4.2 montre que les pertes de bromures par ruissellement associées à ce premier événement se chiffrent à moins de 1 % par rapport à la quantité totale de bromures appliquée sur le champ pour l'année 1994, et ce pour les trois travaux de sol. En 1995, la proportion exportée au premier événement est évidemment encore plus faible.

Le loam de Frelighsburg possède donc des propriétés hydrodynamiques favorisant davantage les processus d'infiltration de l'eau et de lessivage des solutés dans le sol par rapport au ruissellement de surface. Les valeurs élevées des conductivités hydrauliques mesurées (~ 5 m/jour) laissent d'ailleurs présager un tel comportement.

Tableau 4.2 Bilan des masses de bromures ruisselées selon les travaux de sol (su. totale).

Traitement	1994 Br (kg/ha)	1995 Br (g/ha)	Pertes 1 ^{er} évén. 1994 (%)
S	0,16	4,61	0,36
C	0,24	5,45	0,28
L	0,42	34,48	0,44

4.4 Nitrates dans le sol

Les concentrations en nitrates dans les sols de Frelighsburg et de Varennes ont été mesurées pour déterminer l'influence des travaux de sol sur la dynamique de cette forme importante de l'azote. L'évolution spatio-temporelle observée des concentrations est présentée et décrite dans cette section. En 1994, les sites de Varennes et de Frelighsburg sont suivis sur une période de 40 jours après l'épandage des herbicides/bromures, tandis

qu'en 1995 le site de Frelighsburg est échantillonné sur une période de cinq mois (150 jours). Les données brutes pour les deux sites et les deux années échantillonnées sont présentées à l'annexe A.

4.4.1 Frelighsburg

En 1994, un engrais de démarrage liquide (9-18-9) a été appliqué en bandes au semis (5 juin) au taux de 78 L/ha. Un complément minéral liquide azoté (32-0-0) a également été apporté en post-levée (25 juillet 1994) au taux de 278 kg/ha. Une fertilisation supplémentaire au nitrate d'ammonium (32-0-0) fut apparemment appliquée (non prévue au protocole) le 8 juillet 1994 au taux de 25 gal/ha, tel que confirmé par la firme F. Bernard inc. au mois de mars 1996.

Pour l'été 1995, le programme de fertilisation s'est déroulé comme suit: application d'un engrais de démarrage liquide (9-18-9) pulvérisé en bandes au semis (19 mai) et ajouts combinés d'un complément minéral liquide azoté (32-0-0) au taux de 278 kg/ha, d'un engrais liquide de démarrage (9-18-9) au taux de 18 L/ha et d'un engrais organique liquide (à base de résidus de poisson) au taux de 2 L/ha, tous appliqués en bandes le 7 juillet 1995, soit en post-levée du maïs-grain. Les fertilisations sont conformes aux recommandations du CPVQ.

Été 1994

La figure 4.9 montre les concentrations en nitrates dans le sol pour les quatre profondeurs échantillonnées à l'été 1994 sur le site de Frelighsburg. Seule la fertilisation en nitrate d'ammonium du 8 juillet a eu lieu pendant la période étudiée (jour 32), qui s'étend du 7 juin au 21 juillet 1994. Dans l'ensemble, les concentrations en nitrates augmentent dans le temps et décroissent d'un facteur de 2 à 3 à chaque profondeur. Cette stratification bien marquée reflète et suit le patron classique décroissant du taux de matière organique dans les sols agricoles.

À la profondeur 0-10 cm, l'apport de fertilisant minéral (40 kg N/ha, le 8 juillet 1994) combiné au processus de minéralisation de la matière organique font que les concentrations en nitrates augmentent de 200 à 300 % pendant la période de 40 jours. Le sol à texture légère de Frelighsburg procure une bonne aération de la couche de surface et favorise ainsi une activité bactérienne importante. Un fait également à remarquer à cette profondeur est la tendance des concentrations à s'étaler sur un intervalle plus large à partir du jour 15 de l'expérience. Par exemple, au jour 1, la moyenne des concentrations en nitrates sur les dix-huit parcelles, tous travaux de sol et modes d'épandage confondus, est de 36,8 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/g}$ sol sec avec un écart-type de 8,7. Comparativement, les jours 25 et 40 présentent des moyennes de 62,3 et 76,7 $\mu\text{g NO}_3\text{-N /g}$ sol sec, avec des écart-types respectifs de 28,4 et 29,6, soit plus de trois fois l'écart-type du jour 1. Ceci semble traduire, en toute hypothèse, une influence croissante des travaux de sol sur les processus de minéralisation à mesure que la saison avance. Globalement, à cette profondeur, le semis direct (T/S et B/S) présente les concentrations en nitrates les plus faibles. Pour les couches de 10-20 cm et 20-40 cm, l'augmentation temporelle des concentrations est moins marquée, mais une tendance est tout de même visible. À la profondeur 10-20 cm, le semis direct montre de nouveau les concentrations les plus faibles, notamment pour les quatre derniers échantillonnages. Aucune influence des travaux de sol n'est graphiquement discernable pour les couches 20-40 cm et 40-70 cm. En surface, le mode d'épandage des herbicides ne semble pas avoir d'influence marquée sur la dynamique de l'azote dans ces couches.

Été 1995

Les résultats des concentrations en nitrates dans le sol mesurées à l'été 1995 sont présentés aux figures 4.10 et 4.11. En 1995, le suivi des nitrates s'est échelonné sur une période de 150 jours après l'épandage des herbicides/bromures, dans le but de mieux caractériser l'évolution temporelle des concentrations jusqu'à la période finale de récolte du maïs-grain. La figure 4.10 présente les concentrations jusqu'au jour 40, afin de faciliter la comparaison des résultats avec ceux de l'été 1994. La figure 4.11 montre quant à elle les concentrations en nitrates sur l'ensemble de la saison estivale. Le dernier échantillonnage a eu lieu le 31 octobre 1995, soit 21 jours après la récolte du maïs-grain.

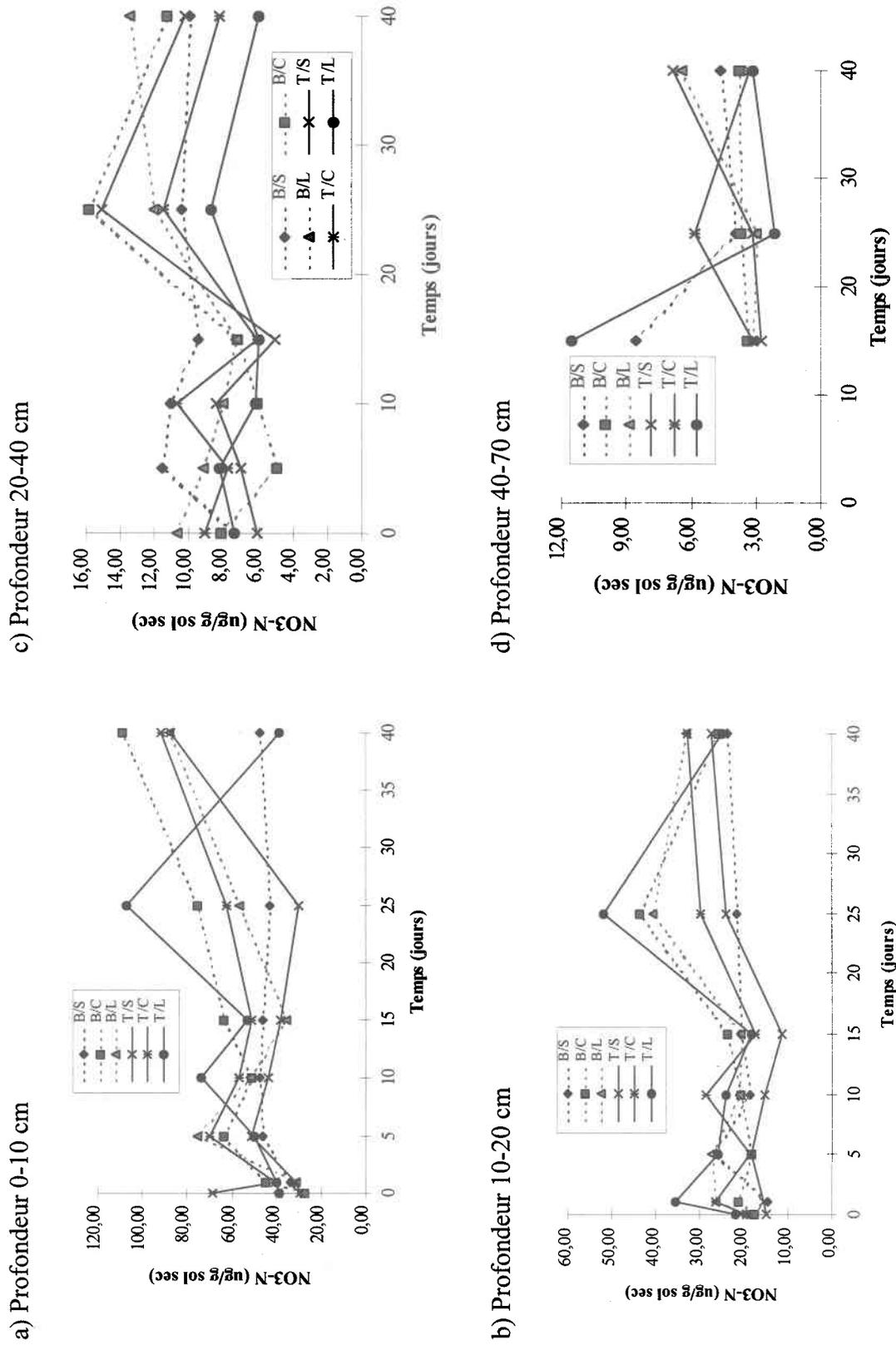


Figure 4.9 Nitrates dans le sol, Freilighsburg 1994.

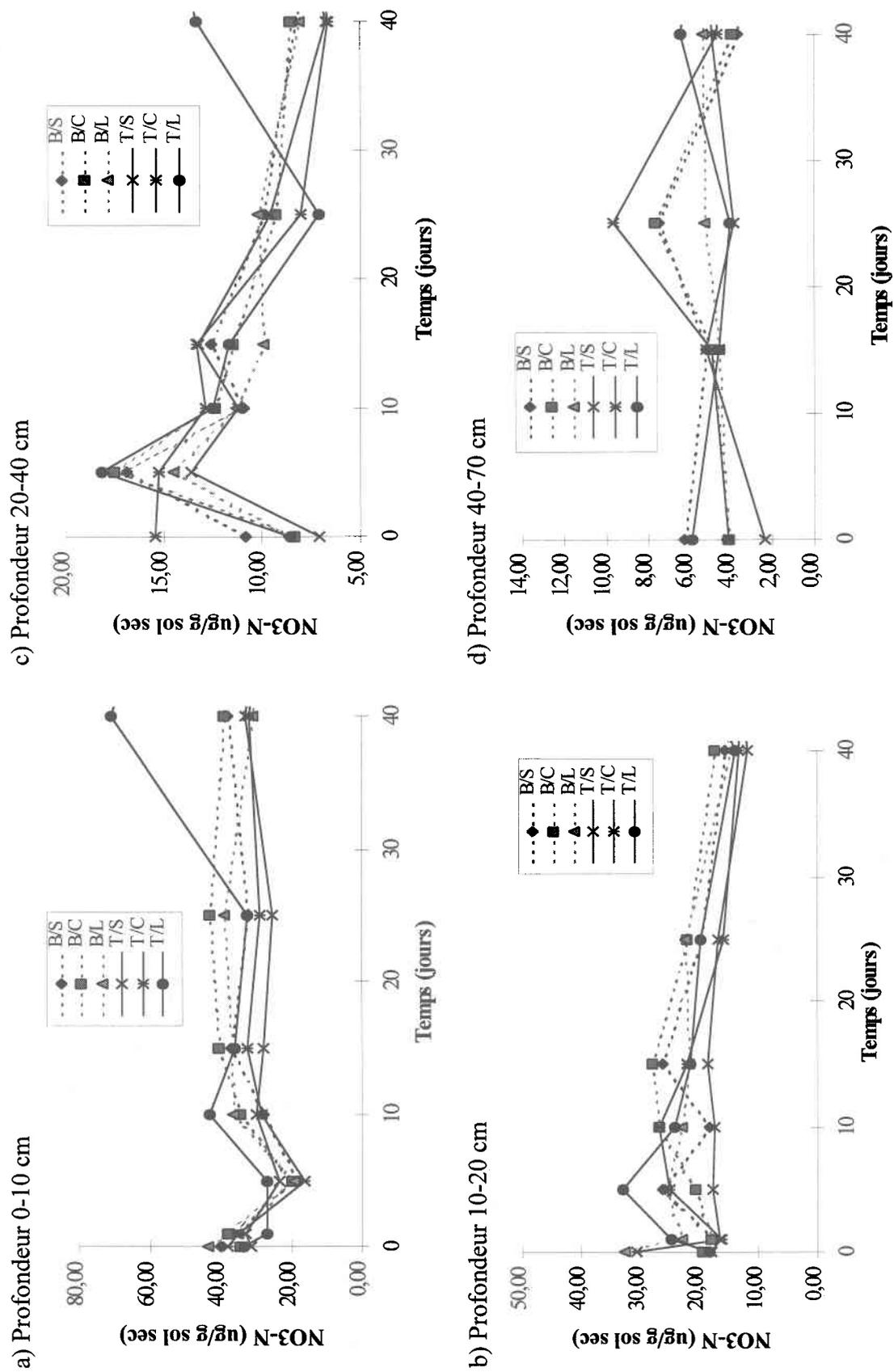


Figure 4.10 Nitrates dans le sol (période de 40 jours), Freilighsburg 1995.

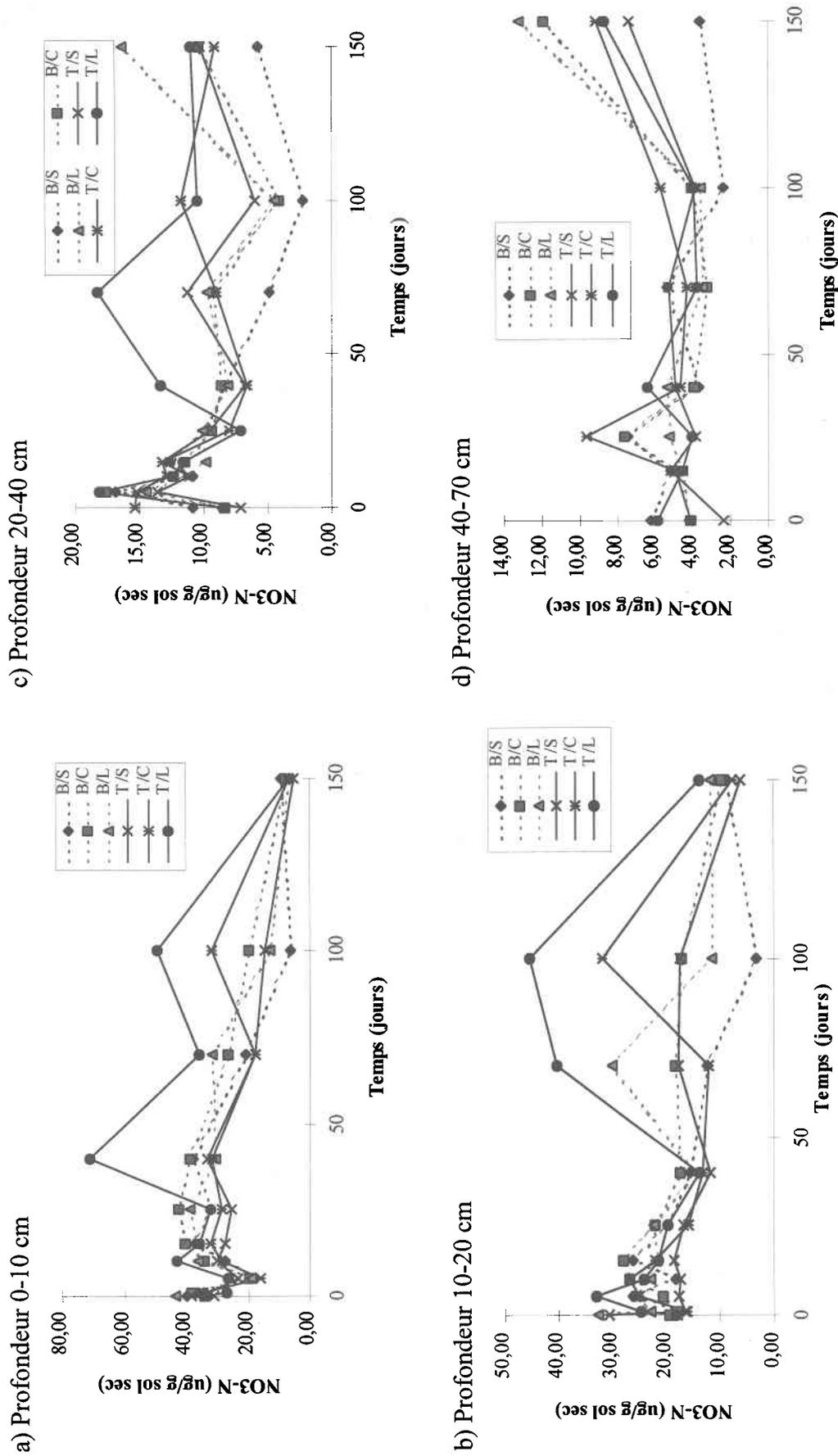


Figure 4.11 Nitrites dans le sol (période de 150 jours), Frelighsburg 1995.

La figure 4.10 montre que l'allure des courbes pour la profondeur 0-10 cm est quelque peu différente de l'été 1994 (figure 4.9). Pour les deux étés, les concentrations en nitrates dans le sol du premier échantillonnage sont voisines ($\sim 40 \mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$), même si ce premier échantillonnage n'est pas synchrone pour les deux années par rapport au semis du maïs-grain: quatre jours après le semis en 1994 et douze jours après en 1995. Comme le démontre la figure 2.2, l'opération simultanée de semis et de labour préparatoire («*plow*») possède un effet sur l'activité microbienne du sol pendant une vingtaine de jours après l'opération [Rice and Smith 1983]. Cet effet semble être atténué en 1995, l'accroissement temporel des concentrations étant beaucoup moindre qu'en 1994. Ce fait reflète probablement l'influence de la faible quantité de précipitations pendant les 40 jours de suivi par rapport à l'été précédent, soit 99,3 mm en 1995 comparativement à 204,4 mm à l'été 1994; cette rareté des précipitations entraîne un degré d'humidité plus faible dans le sol, ce qui peut ralentir les processus de minéralisation de l'azote organique [Dick and Daniel 1987].

À remarquer également, au jour 5, la diminution marquée des concentrations en nitrates pour la couche 0-10 cm et l'augmentation relative à la profondeur 20-40 cm. Outre l'effet du prélèvement par les plants, ce résultat peut s'expliquer par un lessivage ponctuel des nitrates dans le sol occasionné par la précipitation de 38,6 mm au jour 4 de l'expérience. Ce lessivage d'eau avait d'ailleurs été détecté par l'essai de traçage avec le sel de bromure (figure 4.3). L'ion nitrate étant très soluble, son comportement s'apparente à celui d'un traceur circulant avec l'eau. D'un point de vue environnemental, ce lessivage ayant eu lieu seulement quatre jours après l'épandage des herbicides, les risques d'impact pour l'eau souterraine sont élevés; la première précipitation après l'épandage est en effet reconnue pour exporter les plus fortes masses d'herbicides vers les ressources en eau [Logan et al. 1987].

L'application d'une fertilisation liquide de 119 kg N/ha le 7 juillet 1995 (jour 37) n'a été détectée que pour la combinaison surface totale-labour conventionnel (T/L). Si l'hypothèse d'une pulvérisation homogène est considérée, ce fait peut être notamment

expliqué par une plus grande quantité de fertilisants interceptée par les résidus de surface sous chisel et sous semis direct.

La figure 4.11 présente les concentrations en nitrates mesurées dans le sol sur l'ensemble de la période d'échantillonnage, soit du 31 mai au 31 octobre 1995 (période de 150 jours). De façon générale, les concentrations fluctuent dans le temps et montrent une diminution bien marquée avec la profondeur. Pour la profondeur 0-10 cm, les concentrations sont assez constantes jusqu'au jour 40, mis à part l'événement d'infiltration du jour 5 décrit précédemment. À partir du jour 40, à cette profondeur, les courbes montrent une diminution temporelle constante jusqu'au jour 100, résultat probable du prélèvement d'azote par la culture en été. La combinaison T/L présente les plus fortes concentrations en nitrates pendant cette période, de même qu'à la profondeur 10-20 cm. Au jour 150, les six courbes convergent toutes vers une même concentration, soit environ $10 \mu\text{g NO}_3\text{-N/g}$ sol sec. Ce fait est également remarqué à la profondeur 10-20 cm et résulte du lessivage automnal des nitrates occasionné par des précipitations plus abondantes pendant les mois de septembre et d'octobre. De plus, suite à la récolte du maïs-grain 21 jours auparavant, le sol n'est plus protégé par le couvert végétal et les volumes d'eau précipités parvenant au sol sont plus importants. L'activité microbienne réduite à l'automne contribue également à ce phénomène.

Ce lessivage vertical marqué des nitrates se répercute dans les couches 20-40 cm et 40-70 cm, dans lesquelles on note une augmentation des concentrations au jour 150. À ce jour, les concentrations les plus faibles sont rencontrées pour le semis direct (B/S et T/S) pour ces deux profondeurs. L'épaisseur de la couche de sol étant d'environ 70 cm sur le site, on peut supposer la migration jusqu'à la nappe phréatique des nitrates qui atteignent cette profondeur.

D'un point de vue environnemental, le semis direct, qui présente dans les deux premières couches les concentrations en nitrates les plus faibles des trois travaux de sol, semble donc minimiser les pertes en azote vers l'eau souterraine. Ce constat peut être également

expliqué par deux mécanismes d'écoulement de l'eau dans le sol. D'abord, en semis direct, la conservation des macropores naturels du sol peut impliquer un écoulement rapide de l'eau au travers des chenaux préférentiels présents; l'interaction de l'eau avec la matrice de sol est alors minimisée. Donc, malgré des volumes d'eau infiltrés plus importants que pour le labour ou le chisel, la masse de nitrates exportée par l'eau via ces chenaux peut être relativement faible. Cet écoulement peut être comparé à un écoulement dans des tubes de 1 à 2 mm de diamètre [Baker 1987]. Par contre, dans le cas du labour conventionnel, le remaniement de la couche superficielle augmente les surfaces de contact entre l'eau et les particules de sol, ce qui favorise des concentrations élevées en nitrates dans l'eau infiltrée. L'écoulement de l'eau est alors plus lent car il se réalise au travers de la porosité de drainage du sol, et non par le biais de chenaux préférentiels. Un taux de minéralisation plus élevé en labour contribue également à enrichir en nitrates l'eau d'infiltration. Ces deux mécanismes d'écoulement pourraient expliquer les plus faibles concentrations observées en profondeur sous semis direct suite au lessivage automnal des nitrates.

À noter aussi, à la profondeur 20-40 cm, la tendance des courbes pour les parcelles traitées en bandes à présenter des concentrations plus faibles que les surfaces totales, et ce à partir du jour 70. La présence plus nombreuse de mauvaises herbes prélevant de l'azote sur les parcelles en bandes pourrait entre autres expliquer les moins grandes concentrations en nitrates dans le sol.

4.4.2 Varennes

Les résultats des concentrations en nitrates mesurées pour le site de Varennes sont présentés à la figure 4.12. Le sol argileux du site, suivi à l'été 1994 seulement, a été échantillonné à quatre profondeurs jusqu'à 70 cm pendant une période de 40 jours. Un engrais de démarrage granulaire (13-34-13) a été appliqué en bandes au semis (11 mai 1994) au taux de 335 kg/ha. Un complément minéral granulaire azoté (27,5-0-0) a également été apporté à la volée en post-levée (24 juin) au taux de 478 kg/ha. Le programme de fertilisation est conforme aux recommandations du CPVQ.

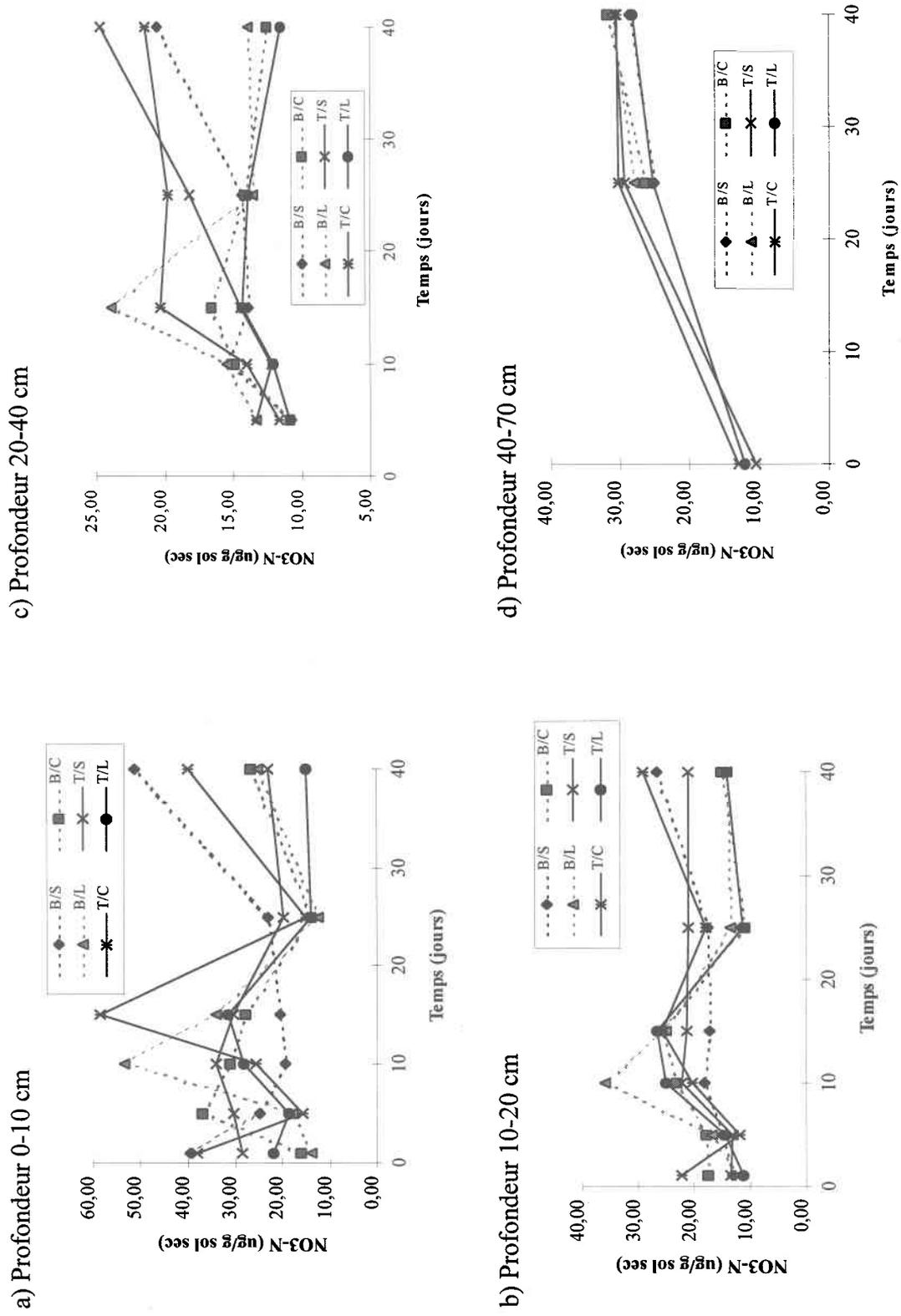


Figure 4.12 Nitrates dans le sol, Varennes.

Pour la profondeur 0-10 cm, la moyenne des concentrations en nitrates du premier échantillonnage est de l'ordre de 25 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$, ce qui est un peu plus faible mais comparable aux valeurs rencontrées à cette période pour le loam de Frelighsburg (environ 40 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$ pour les deux années). À cette première profondeur, les concentrations fluctuent dans le temps sans vraiment montrer de tendance générale concernant l'influence des travaux de sol. En comparaison avec la tendance notée à Frelighsburg en 1994, aucun accroissement temporel des concentrations n'est observé dans la couche de surface. Les processus de minéralisation de la matière organique à Varennes ont pu être atténués par la saturation en eau occasionnelle des pores du sol, favorisant ainsi des conditions anaérobies où la dénitrification peut avoir lieu.

Pour les profondeurs 10-20 cm, 20-40 cm et 40-70 cm, les travaux de sol ne semblent avoir aucune influence sur l'évolution des concentrations en nitrates dans le sol. Les concentrations montrent une légère augmentation temporelle pour les profondeurs 20-40 cm et 40-70 cm. L'influence potentielle des travaux de sol a pu être masquée par une certaine homogénéisation des concentrations en nitrates dans le sol suite aux remontées occasionnelles de la nappe phréatique.

4.5 Nitrates dans l'eau ruisselée

4.5.1 Frelighsburg

Les résultats des masses de nitrates exportées par ruissellement ainsi que les concentrations mesurées en nitrates sont présentés dans cette section pour le site de Frelighsburg. L'annexe A contient les données brutes ayant servi à la conception des graphiques.

Été 1994

Les masses de nitrates exportées par l'eau ruisselée sont présentées à la figure 4.13. De façon générale, les masses exportées croissent dans le temps et avec l'intensité des travaux de sol (S<C<L). L'analyse de variance a mis en évidence un effet significatif du travail

du sol pour les événements 2 à 4 [Lafrance et al. 1994, 1995]. À remarquer que les parcelles en labour et en chisel exportent des masses de nitrates assez semblables, avec parfois des valeurs supérieures pour le chisel. À noter également l'augmentation temporelle des masses exportées pour les événements 1 à 4 (environ 30 jours). Cet accroissement, observés pour les six combinaisons de traitement, n'est pas relié à une augmentation parallèle des volumes d'eau ruisselés, comme le démontre la figure 4.5. Les événements 1, 2 et 3 ont en effet généré des volumes d'eau ruisselés assez semblables, lorsque comparés pour une même combinaison de traitement. Ce phénomène peut être attribué à un taux croissant de minéralisation de la matière organique à mesure que la saison estivale progresse. La couche de surface est alors de plus en plus enrichie en ions nitrates, qui peuvent être évacués en solution avec l'eau. Les concentrations en nitrates dans le sol à la profondeur 0-10 cm montraient d'ailleurs un tel accroissement temporel pendant la même période (figure 4.9 a).

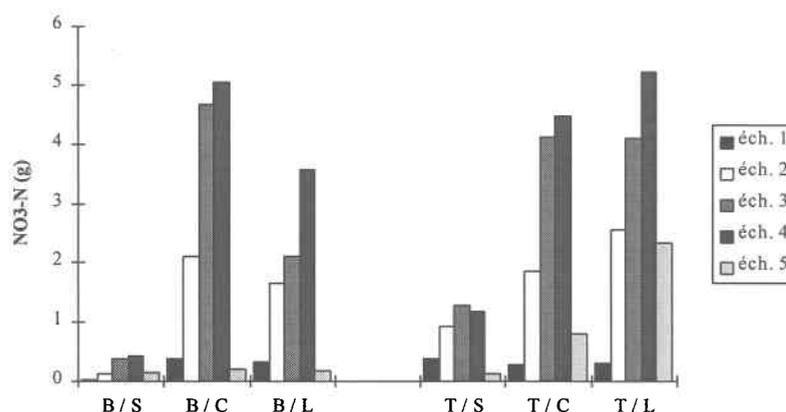


Figure 4.13 Masses de nitrates exportées dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1994.

Les concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée sont présentées à la figure 4.14 pour illustrer l'effet des travaux de sol sur cette variable. Graphiquement, lorsque comparées événement par événement, les concentrations en nitrates sont voisines pour chacun des travaux de sol. On remarque, par contre, une légère tendance du semis direct à présenter des concentrations plus élevées que les deux autres travaux. D'ailleurs, selon l'analyse de

variance, la concentration en nitrates dans l'eau est fonction du travail du sol pour les événements 3, 4 et 5 (L<C<S). Cette tendance pourrait être attribuée à la formation d'une couche de surface riche en nutriments sous semis direct et chisel, résultat de la présence importante de résidus végétaux [Dick and Daniel 1987]. Tel qu'observé pour les masses exportées, les concentrations en nitrates augmentent temporellement pour les événements 1 à 4.

Tous les événements, excepté l'événement 1, présentent des concentrations moyennes en nitrates supérieures à la norme de 10 mg NO₃-N/L. Les plus fortes concentrations, jusqu'à 105 mg NO₃-N/L, sont rencontrées pour l'événement 4, survenu le lendemain de l'épandage d'engrais minéral du 8 juillet 1994 au taux de 40 kg N/ha. Autant pour les masses de nitrates exportées que pour les concentrations dans l'eau, le mode de pulvérisation des herbicides ne semble présenter aucun impact sur ces variables.

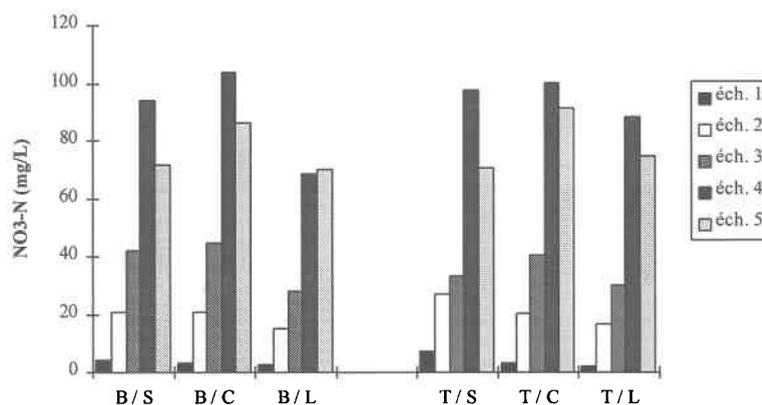


Figure 4.14 Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1994.

Été 1995

La figure 4.15 présente les masses de nitrates exportées dans l'eau de ruissellement pour les trois événements de l'été 1995. L'analyse statistique a détecté un effet significatif du travail de sol uniquement pour l'événement 1 du 4 juin ($p = 0,0011$). Les effets sont identiques à l'année 1994, à savoir l'augmentation des masses exportées avec l'intensification du travail de sol (S<C<L). Les événements 2 et 3 ayant eu lieu beaucoup

plus tard, soit au mois d'août, l'évolution temporelle des masses exportées est difficilement interprétable.

Les résultats des concentrations en nitrates mesurées dans l'eau ruisselée sont illustrés à la figure 4.16. Dans l'ensemble, on remarque que le semis direct tend de nouveau, comme en 1994, à présenter des concentrations plus élevées que pour le chisel et le labour. L'événement 1 est significatif ($p = 0,0378$), tandis que l'événement 3 présente une interaction TRAV*HERB ($p = 0,0137$). La présence d'une couche de surface enrichie en nutriments sous semis direct et chisel peut être de nouveau évoquée pour expliquer ce phénomène [Dick and Daniel 1987]. Contrairement à 1994, aucun des événements ne présente des concentrations supérieures à la norme de 10 mg NO₃-N/L. Ce résultat peut être notamment attribué à l'été sec de 1995 qui n'a pas favorisé des taux de minéralisation élevés dans la couche superficielle de sol. Cette tendance est d'ailleurs vérifiée par des concentrations stables en nitrates dans la couche de surface pendant cette même période (figure 4.10 a). De nouveau, le mode d'épandage des herbicides ne semble pas influencer la concentration en azote évacué par ruissellement.

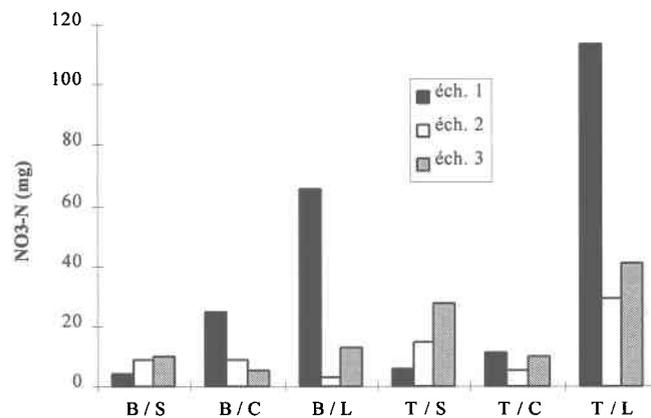


Figure 4.15 Masses de nitrates exportées dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1995.

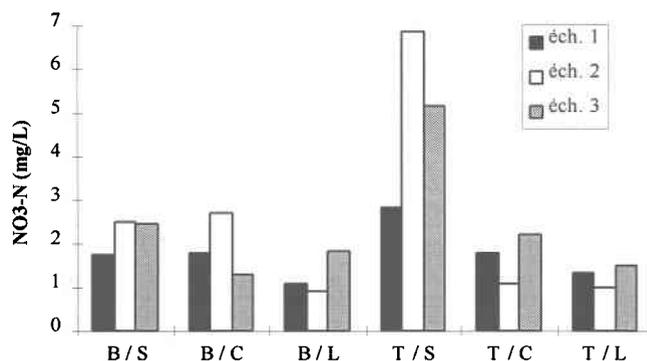


Figure 4.16 Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée, Frelighsburg 1995.

4.5.2 Bilan des masses de nitrates ruisselées

Un bilan des masses totales de nitrates exportées par ruissellement est présenté au tableau 4.3. Le bilan est réalisé pour les combinaisons en surface totale uniquement, bien que dans le cas des fertilisants cela n'a aucune importance puisque l'application sur les parcelles se fait toujours en bandes. Tel qu'observé pour les bromures, les masses exportées augmentent avec l'intensification du travail du sol (S<C<L), sauf à l'été 1995 où le semis direct présente des masses exportées légèrement supérieures à celles du chisel. Les masses cumulées sont ici encore beaucoup moins élevées pour l'année 1995, pour les mêmes raisons décrites à la section 4.3.2.

En 1994, les parcelles en labour conventionnel (T/L) ont exporté en moyenne 9,1 kg NO₃-N/ha pendant les cinq événements pluviaux échantillonnés, soit du 13 juin au 16 juillet 1994. Ceci représente près de 19 % de la dose partielle de fertilisants appliqués sur le site jusqu'à cette date, soit 49 kg N/ha. Dans le cas du semis direct, la proportion d'azote exporté par ruissellement représente seulement 5 % de l'apport de fertilisants appliqués, soit une réduction de 14 % par rapport au labour conventionnel. La dose massive de 117,4 kg N/ha appliquée en post-levée du maïs-grain le 25 juillet est survenue après la période d'échantillonnage de l'eau ruisselée.

Par contre en 1995, pour le labour conventionnel, la proportion de nitrates exportée par rapport à la dose totale de fertilisants appliquée (128,4 kg N/ha) n'atteint même pas 1 %. La majeure partie de l'azote appliqué a donc été prélevée par les plantes ou a été lessivée vers l'eau souterraine. Ceci dénote l'importance des conditions climatiques sur l'exportation de l'azote dans le sol via la surface ou vers les ressources en eau souterraine.

Par ailleurs, il est intéressant de comparer ces proportions de nitrates exportés par ruissellement par rapport aux valeurs observées pour les bromures en 1994. Comme le démontre le tableau 4.2 pour la combinaison T/L, la masse de bromures exportée lors des cinq premiers événements pluviaux à Frelighsburg est de 0,42 kg Br/ha, ce qui équivaut à moins de 4 % de la dose totale appliquée (environ 11 kg Br/ha, tel que détecté par l'électrode spécifique au jour 1 dans les échantillons de sol). Ceci est bien inférieur à la proportion de 19 % observée pour les nitrates sous labour conventionnel. Ce résultat peut être notamment expliqué le phénomène suivant: pendant les premiers instants d'une précipitation, l'eau qui parvient au sol sert à combler les déficits en eau et s'infiltré rapidement en exportant ainsi une bonne partie des bromures et nitrates présents en surface. Lorsque les pores du sol en surface atteignent leur niveau de saturation, le ruissellement a lieu et l'exportation de bromures et de nitrates se poursuit, mais en surface cette fois. Comme la majeure partie des bromures a été évacuée dans les premiers instants, l'eau ruisselée est davantage chargée en nitrates qu'en bromures. Les nitrates proviennent évidemment de quatre sources combinées, soit de l'atmosphère, des amendements en azote, des résidus de culture et du sol lui-même.

Tableau 4.3 Bilan des masses de nitrates ruisselées selon les travaux de sol (su. totale).

Traitement	1994 NO ₃ -N (kg/ha)	1995 NO ₃ -N (kg/ha)
S	2,43	0,03
C	7,21	0,02
L	9,07	0,12

4.6 Analyse statistique

Une analyse de variance (anova) classique a été réalisée sur les concentrations en bromures et nitrates dans le sol (variables dépendantes) pour les sites de Frelighsburg et de Varennes. Dans le cas des bromures, seules les trois premières profondeurs sont traitées statistiquement du fait des très faibles concentrations retrouvées dans la couche sous-jacente. Les analyses de variance ont été réalisées avec l'option "Repeated Time" de la procédure GLM pour des mesures répétées dans le temps.

Les résultats des anovas sont présentés en deux tableaux sous forme de valeurs de probabilité. Le premier tableau tient compte de l'évolution temporelle des variables dépendantes («Within subjects effect»). Le facteur temps est représenté par la lettre «T». Le second tableau présente quant à lui les résultats de l'anova réalisée sur les variables cumulées («Between subjects effect»), celles-ci étant obtenues en faisant la sommation des valeurs dans le temps divisée par la racine carré du nombre d'événements analysés. Cette dernière analyse permet de tester l'effet moyen d'un traitement sur l'ensemble de la population étudiée, i.e. tous échantillons confondus pour un facteur donné.

Pour chaque analyse effectuée, une vérification du respect des deux hypothèses principales de l'anova est réalisée: 1) les erreurs sont distribuées indépendamment avec une moyenne de 0 et une variance constante et 2) les résidus sont distribués selon une loi normale [SAS/STAT user's guide 1988]. La vérification de ces conditions d'application de l'anova est aisément effectuée dans SAS par la réalisation d'un graphique des résidus en fonction des valeurs prédites par le modèle et avec la procédure UNIVARIATE. Ces hypothèses étant respectées dans la très grande majorité des cas pour les concentrations en bromures et nitrates du sol, aucune transformation des données de terrain (logarithmique ou autre) n'a été jugée nécessaire.

Le seuil de signification des tests a été fixé à 0,05 et donc leur niveau de confiance à 95 %. Les effets significatifs ($p \leq 0,05$) sont indiqués dans les tableaux par des cellules grisées.

Un test de comparaison des moyennes (test de Tukey) est présenté lorsque l'analyse est considérée comme univariée, dépendant du résultat du test de sphéricité fourni par SAS. Les tableaux des variables cumulées comportent également une colonne «tendance générale» donnant une idée relative de l'influence des travaux du sol et du nombre d'événements échantillonnés pour lesquels cette tendance se maintient, sans qu'elle soit pour autant détectée significative.

4.6.1 Frelighsburg

Une analyse de variance a été réalisée sur les concentrations en bromures et en nitrates dans le sol pour les deux étés d'échantillonnage.

Bromures

Le tableau 4.4 montre les résultats de l'analyse de variance réalisée pour les concentrations en bromures dans le sol. Pour les deux années, l'anova sur les variables cumulées («Between subjects effect») montre une influence du travail de sol pour la couche 0-10 cm. Le semis direct est le travail qui présente significativement les plus faibles concentrations en bromures dans la couche superficielle de sol, du fait probablement de sa tendance à favoriser l'infiltration au détriment du ruissellement.

Pour ce qui est des deux autres profondeurs (10-20 cm et 20-40 cm), aucune influence significative n'a été détectée. Il est à remarquer, toutefois, que l'examen graphique des résultats (figures 4.2 et 4.3) montre des concentrations en bromures plus élevées pour le semis direct (T/S) que pour les deux autres travaux de sol, tout particulièrement à la profondeur 20-40 cm pour les années 1994 et 1995. L'analyse de variance montre d'ailleurs une influence assez marquée du travail de sol ($p = 0,0587$) pour l'année 1995 à cette profondeur. Il est également à noter que les faibles doses de bromures appliquées sur le terrain pour les parcelles en bandes peuvent venir quelque peu fausser l'analyse de variance dues aux très faibles concentrations détectées par l'électrode spécifique (près de la limite de détection).

Tableau 4.4 Anova sur les concentrations en bromures du sol, Frelighsburg.

a) Évolution temporelle des variables dépendantes («Within subjects effect»)

ANNEE	VAR. DÉP.	T	T*REP	T*TRAV	T*HERB	T*TRAV*HERB
1994	(0-10 cm)	0,0001	0,5673	0,1485	0,0020	0,0728
	(10-20 cm)	0,0001	0,1850	0,5663	0,0032	0,3498
	(20-40 cm)	0,0002	0,3895	0,2841	0,5865	0,6610
1995	(0-10 cm)	0,0001	0,0072	0,4908	0,0047	0,3548
	(10-20 cm)	0,0014	0,2557	0,7886	0,6521	0,7701
	(20-40 cm)	0,0076	0,2535	0,6763	0,4908	0,8391

b) Variables cumulées («Between subjects effect»)

ANNEE	VAR. DÉP.	REP	TRAV	HERB	TRAV*HERB	tendance générale
1994	(0-10 cm)	0,1725	0,0210	0,0001	*0,0547*	S < C < L (3/6)
	(10-20 cm)	0,0914	0,8021	0,0001	0,1309	aucune
	(20-40 cm)	0,2307	0,4919	0,1281	0,6019	S > L, C (3/5)
1995	(0-10 cm)	0,0132	0,0109	0,0001	0,2779	S < C < L (4/6)
	(10-20 cm)	0,4557	0,5254	0,2996	0,3345	S > L, C (2/5)
	(20-40 cm)	0,0876	* 0,0587 *	0,2888	0,9890	S > C > L (5/5)

Significatif à 5%

* * près du seuil de signification

L'effet du mode d'épandage des bromures est significativement variable dans le temps, comme le dénote l'interaction T*HERB pour les deux années à la première profondeur, ainsi qu'à la profondeur 10-20 cm pour l'année 1994 ($p = 0,0032$). Dans ce cas, l'effet HERB seul n'a pas de signification. Aucun test de moyenne de Tukey n'a été réalisé pour les concentrations en bromures, les analyses étant détectées multivariées par les tests de sphéricité fournis dans SAS.

En résumé, pour les deux années, le travail du sol influence significativement les concentrations en bromures dans la couche 0-10 cm. Le semis direct montre les plus faibles concentrations probablement du fait des pertes plus importantes en bromures par le lessivage vertical et le ruissellement. Comme il a été observé précédemment que le semis

direct exporte les plus faibles masses de bromures par ruissellement de surface, un lessivage vertical accru semble être le mécanisme responsable des valeurs plus faibles retrouvées dans la couche de surface. Pour le chisel et le labour, le ruissellement est favorisé et les masses de bromures demeurant dans la couche superficielle sont plus importantes.

Nitrates

Le tableau 4.5 présente les résultats de l'analyse de variance réalisée pour les concentrations en nitrates dans le sol, mesurées en 1994 et 1995 à Frelighsburg. Le tableau 4.6 montre quant à lui les résultats des tests de comparaison de moyennes (Tukey) réalisés pour les effets détectés significatifs par l'anova. Dans ce tableau, la moyenne arithmétique des concentrations est indiquée sous le jour ou la combinaison de traitement (ex.: T/L), suivie des lettres (a, b ou c) indiquant les différences significatives entre les moyennes.

Pour l'année 1994, l'anova réalisée sur les variables cumulées («Between subjects effect») a détecté une influence significative de travail du sol pour les deux premières profondeurs. À noter par contre l'interaction triple T*TRAV*HERB ($p=0,0001$) pour la profondeur 0-10 cm, ce qui fait que dans ce cas l'influence du travail seul n'a pas vraiment de signification. Le test de Tukey au tableau 4.6 montre que pour le jour 25, la concentration en nitrates dans cette couche est significativement plus élevée pour la combinaison T/L que pour toutes les autres combinaisons, alors qu'au jour 40, la pratique T/L montre la moyenne la plus faible de toutes les pratiques avec une concentration significativement différente des combinaisons B/L, T/C et B/C. À la profondeur 10-20 cm, le test de Tukey indique que la concentration en nitrates est significativement plus faible sous semis direct que pour le chisel et le labour conventionnel.

En 1995, l'analyse de variance a été effectuée sur l'ensemble des dix échantillonnages de sols réalisés jusqu'à 150 jours après l'épandage des herbicides/bromures. Tous échantillons confondus, le tableau 4.5 b indique que le travail du sol possède une influence significative ($p = 0,0275$) sur les concentrations en nitrates uniquement pour la profondeur

10-20 cm (S<C<L). À la profondeur 0-10 cm, les travaux primaires possèdent néanmoins une influence marquée sur les concentrations ($p = 0,0647$). Selon le test de Tukey, au tableau 4.6, le semis direct présente dans la strate 10-20 cm une concentration en nitrates significativement plus faible que le labour conventionnel, mais pas du chisel.

Tableau 4.5 Anova sur les concentrations en nitrates du sol, Frelighsburg.

a) Évolution temporelle des variables dépendantes («Within subjects effect»)

ANNEE	VAR. DEP.	T	T*REP	T*TRAV	T*HERB	T*TRAV*HERB
1994	(0-10 cm)	0,0001	0,6886	0,0073	0,3145	0,0001
	(10-20 cm)	0,0150	0,9656	0,1000	0,5145	0,7997
	(20-40 cm)	0,0054	0,2987	0,8226	0,8517	0,3493
1995	(0-10 cm)	0,0081	0,4156	0,5309	0,8838	0,6674
	(10-20 cm)	0,0009	0,2649	0,1078	0,0112	0,3996
	(20-40 cm)	0,0444	0,1645	0,2984	0,2181	0,0817
	(40-70 cm)	0,1268	0,6753	0,2266	0,7855	0,7793

b) Variables cumulées («Between subjects effect»)

ANNEE	VAR. DÉP.	REP	TRAV	HERB	TRAV*HERB	tendance générale
1994	(0-10 cm)	0,5960	0,0035	0,5317	0,9594	S < L < C (6/7)
	(10-20 cm)	0,2339	0,0011	0,9407	0,4214	S < C, L (6/7)
	(20-40 cm)	0,8609	0,8665	0,2074	0,5466	aucune
1995	(0-10 cm)	0,0986	* 0,0647 *	0,9163	0,1564	S < C < L (6/10)
	(10-20 cm)	0,1363	0,0275	0,5537	0,5794	S < C < L (8/10)
	(20-40 cm)	0,0136	0,1143	0,0857	0,7388	S < C, L (6/10)
	(40-70 cm)	0,7949	0,3438	0,9531	0,8762	aucune

■ Significatif à 5%

* * près du seuil de signification

Tableau 4.6 Comparaison des moyennes selon le test de Tukey.

Année	Effets	Variables	Jour	Moyennes ($\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$)					
1994	T*TRAV*HERB	NO ₃ (0-10 cm)	jour 25	T/S 131,9 a	B/S 189,8 a	B/L 250,3 a	T/C 276,7 a	B/C 332,2 a b	T/L 473,2 b
			jour 40	T/L 170,3 a	B/S 208,6 a b	T/S 384,9 a b c	B/L 387,9 b c	T/C 404,6 b c	B/C 481,9 c
	TRAV	NO ₃ (10-20 cm)		S 85,2 a	C 108,5 b	L 123,6 b			
	1995	TRAV	NO ₃ (10-20 cm)		S 71,9 a	C 88,2 a b	L 104,3 b		
	T*HERB	NO ₃ (10-20 cm)	jour 100	B 46,7 a	T 139,3 b				

Pour les deux étés, la concentration en nitrates dans la couche 10-20 cm est donc fonction du travail primaire du sol, tous échantillons confondus. Les concentrations dans la couche 0-10 cm semblent également être influencées par le travail du sol pour les deux années (valeurs de probabilité près du seuil de signification), mais un autre facteur semble atténuer cette influence. L'interaction triple T*TRAV*HERB détectée à cette profondeur en 1994 dénote la complexité des phénomènes qui semblent conditionner les concentrations en nitrates dans la couche de surface. Ces phénomènes peuvent inclure l'apport de fertilisants azotés et d'herbicides en surface, venant possiblement interférer dans la dynamique de l'azote dans la couche superficielle du sol.

Autant la comparaison relative des moyennes des concentrations (S, C et L) que l'examen graphique (figures 4.9 et 4.11) des résultats montrent que le semis direct semble être le travail de sol qui favorise le moins les processus de minéralisation puisque c'est sous ce travail que l'on observe les plus faibles concentrations. La tendance est encore plus marquée si on observe les concentrations en nitrates jusqu'au jour 150 (figure 4.11). Les

plus fortes concentrations sont rencontrées pour le labour conventionnel, tandis que le chisel présente des valeurs intermédiaires.

Le mode d'épandage des herbicides ne semble pas avoir d'influence significative sur les concentrations en nitrates dans le sol, mis à part l'interaction T*HERB détectée en 1995 à la profondeur 10-20 cm, et l'interaction triple T*TRAV*HERB discutée précédemment. Pour l'interaction T*HERB, le test de Tukey au tableau 4.6 montre que la concentration moyenne des parcelles traitées en bande est significativement inférieure à la concentration des parcelles en surface totale au jour 100 de l'expérience.

4.6.2 Varennes

Le tableau 4.7 présente les résultats de l'analyse de variance réalisée sur les concentrations en bromures et nitrates du sol de Varennes. Pour les bromures, l'anova réalisée sur les variables cumulées montre une interaction TRAV*HERB pour les trois profondeurs. Une influence des variables TRAV ou HERB seule n'a donc aucune signification. Même la variable REP possède une influence significative sur les concentrations, ce qui sous-entend une certaine disparité entre les trois blocs de répétition constituant le dispositif expérimental. Toutefois, la tendance générale, du moins graphiquement pour les profondeurs 10-20 cm et 20-40 cm, montre de plus grandes concentrations en bromures pour les parcelles en semis direct que pour les deux autres travaux de sol (infiltration favorisée sous semis direct).

Dans le cas des nitrates, seules les interactions impliquant le temps (T*REP et T*TRAV) sont détectées significatives par l'analyse de variance. Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer le faible impact des travaux de sol sur les concentrations en nitrates: 1) le sol argileux est moins affecté par le travail primaire du sol, comparativement à un sol plus léger du type de Frelighsburg et/ou 2) les remontées occasionnelles de la nappe près de la surface du sol ont entraîné une homogénéisation des concentrations en nitrates dans l'argile de Varennes, ce qui vient masquer l'effet potentiel des travaux de sol. La grande quantité de précipitations reçue par le site (plus de 300 mm) pendant les 40 jours

de suivi implique également que l'impact réel des travaux de sol n'a pu être caractérisé sous des conditions normales d'humidité du sol.

Tableau 4.7 Anova sur les concentrations en bromures et nitrates du sol, Varennes.

a) Évolution temporelle des variables dépendantes («Within subjects effect»)

ANNÉE	VAR. DÉP.	T	T*REP	T*TRAV	T*HERB	T*TRAV*HERB
1994	Br (0-10 cm)	0,0001	0,0837	0,3687	0,0012	0,1031
	Br (10-20 cm)	0,0032	0,0646	0,0278	0,0484	0,1067
	Br (20-40 cm)	0,0003	0,0086	0,1046	0,0538	0,1011
	NO3 (0-10 cm)	0,0412	0,1466	0,8491	0,0706	0,1918
	NO3 (10-20 cm)	0,0756	0,1737	0,1329	0,0558	0,3923
	NO3 (20-40 cm)	0,0002	0,0236	0,0046	0,0606	0,6420

b) Variables cumulées («Between subjects effect»)

ANNÉE	VAR. DÉP.	REP	TRAV	HERB	TRAV*HERB	tendance générale
1994	Br (0-10 cm)	0,0067	0,1383	0,0001	0,0077	aucune
	Br (10-20 cm)	0,0031	0,0919	0,0001	0,0270	S > C, L (3/5)
	Br (20-40 cm)	0,0001	0,0082	0,0055	0,0032	S > C > L (3/5)
	NO3 (0-10 cm)	0,4481	0,5098	0,9900	0,4779	aucune
	NO3 (10-20 cm)	0,4155	0,7678	0,8645	0,5265	S < C < L (3/6)
	NO3 (20-40 cm)	0,1050	0,6721	0,7033	0,1813	aucune

■ Significatif à 5%

4.7 Simulations

Des simulations mathématiques (modèle AgriFlux 1.0) ont été réalisées pour le site de Frelighsburg. Les simulations sont effectuées sur une période de dix ans (1 mai 1986 au 31 octobre 1996) pour permettre au cycle hydrique et aux différents réservoirs du sol (azote et carbone) de se stabiliser. L'intégration des paramètres physiques du sol, du cycle de l'azote, du climat, des pratiques culturales et des caractéristiques des fertilisants est prise en compte par les différents modules du logiciel.

Deux séries de simulations ont été réalisées pour déterminer si le modèle AgriFlux reproduit bien l'impact des travaux primaires sur la dynamique de l'eau et de l'azote dans le sol. Chacune des séries de simulation, soit pour le semis direct et pour le labour conventionnel, intègre les différences entre les paramètres physiques mesurés et les pratiques culturales inhérentes aux deux travaux primaires. Le chisel constituant une forme de travail intermédiaire, aucune simulation n'a été réalisée pour celui-ci.

Les valeurs des paramètres utilisées pour les fichiers d'entrée du modèle sont présentées à l'annexe B. Le profil pédologique du loam de Frelighsburg a été divisé en cinq couches distinctes: 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 et 40-70 cm. La première couche de 0-10 cm a été subdivisée en deux pour mieux prendre en compte la dynamique de l'eau dans la couche de surface.

Pour le semis direct et le labour, les paramètres physiques mesurés en laboratoire par l'équipe de terrain [Lafrance et al. 1994, 1995] ont été entrés dans le fichier SOL: porosité, conductivité hydraulique saturée et pourcentage relatif de sable, limon et argile. Les méthodes de laboratoire utilisées pour mesurer la capacité au champ étant plus ou moins dépendantes du manipulateur en laboratoire, des valeurs typiques tirées du manuel AgriFlux pour un sable loameux ont été retenues, de même que pour les valeurs du point de flétrissement. La texture légère et la forte piérosité du site font que le sol de Frelighsburg se comporte davantage comme un sable loameux que comme un loam d'un point de vue hydrologique (taux d'infiltration élevé), ce que confirme les valeurs des paramètres mesurées.

Outre les différences existant entre les paramètres physiques du sol pour les deux travaux, l'incorporation ou non des résidus végétaux dans le sol est intégrée à l'intérieur du fichier culture (CLT). Pour la simulation du labour conventionnel, la profondeur du travail de sol varie de façon uniforme entre les bornes 10 et 30 cm. Dans le cas du semis direct, l'option «travail du sol» n'est pas sélectionnée et les résidus de culture ne sont ainsi pas incorporés dans le profil pédologique de surface. Le système racinaire des plants de maïs-grain est

représenté dans AgriFlux par un patron exponentiel décroissant sur une profondeur totale de 70 cm, soit jusqu'à la couche schisteuse sous-jacente.

Pour ce qui est des fichiers fertilisation (FER) et azote (AZO), les mêmes valeurs sont utilisées pour les deux séries de simulation. Les paramètres du cycle de l'azote sont tirés de la littérature ou proviennent de simulations antérieures réalisées au Québec sur le même type de sol [Larocque et Banton 1995]. Les deux séries de simulation tiennent compte des antécédents culturaux du site de Frelighsburg: au moins quatre années de culture en semis direct (1986 à 1992 pour le modèle), repos du sol en 1993 et labour conventionnel ou semis direct en 1994 et 1995, selon le cas simulé. Les valeurs réelles des précipitations mesurées sur le site sont fournies dans le fichier précipitation (PRE).

Les différentes simulations pour les années 1994 et 1995 sont comparées aux mesures de terrain dans cette section. L'état des réservoirs en azote pour les différentes couches du modèle étant présenté dans les unités de $\text{kg NO}_3\text{-N/ha}$, ces valeurs sont transformées en $\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$ en utilisant les densités du sol mesurées pour chaque travail du sol. Les valeurs simulées peuvent alors être comparées directement aux mesures de terrain. Un nombre de 100 simulations de type Monte Carlo est réalisé pour chaque scénario simulé.

4.7.1 Bromures

Le modèle AgriFlux a été utilisé pour déterminer son applicabilité à simuler le transport d'un traceur dans le sol selon les travaux primaires étudiés. Pour ce faire, les différentes constantes du cycle de l'azote sont ajustées pour bloquer les processus de transformation de la forme nitrate. Les ions bromures remplacent donc les ions nitrates et circulent en solution avec l'eau sans interagir avec la matrice du sol.

Les doses appliquées de bromures en surface totale pour les étés 1994 et 1995 à Frelighsburg sont entrées dans le fichier fertilisation selon les dates respectives. Pour fin de comparaison avec les mesures de terrain, les concentrations mesurées dans les échantillons de sol du jour 1 (figures 4.2 et 4.3) sont utilisées dans le modèle. Une densité

du sol de 1 g/cm^3 est considérée pour faciliter les calculs ($1 \text{ } \mu\text{g/g sol sec} = 1 \text{ kg/ha}$ pour une couche de 10 cm d'épaisseur). Pour le labour conventionnel (T/L), les doses fournies au modèle sont de 11 kg Br/ha le 9 juin 1994 et de 8 kg Br/ha le 31 mai 1995. Dans le cas du semis direct (T/S), les deux doses sont de 5 kg Br/ha, appliquées aux mêmes dates. En théorie, les doses pulvérisées ne devraient pas dépendre des travaux de sol. Ces différences peuvent être attribuées à une pulvérisation non-homogène sur le champ ou à l'interception d'une partie de la masse de bromures par les résidus de surface en semis direct.

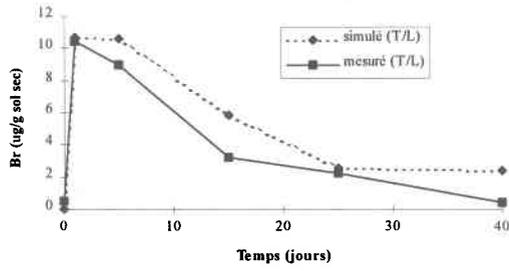
Tous les réservoirs d'«azote» (équivalent bromures) des différentes couches du modèle sont fixés à zéro au début des simulations et demeurent à cette valeur jusqu'à l'application ponctuelle des bromures. Le prélèvement d'«azote» par les plants est également fixé à zéro pour la durée complète de la simulation. Les résultats bruts des simulations ayant permis la réalisation des figures sont présentés à l'annexe B.

Été 1994

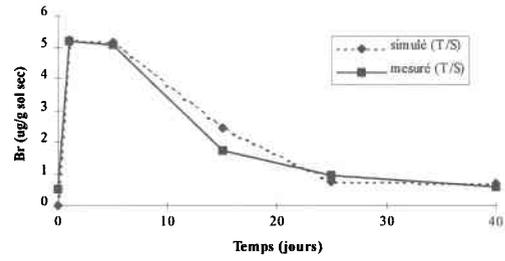
La figure 4.17 montre les résultats des simulations comparés aux mesures de terrain, respectivement pour le labour conventionnel (T/L) et le semis direct (T/S). Pour la couche 0-10 cm (addition des réservoirs des couches 0-5 cm et 5-10 cm), le modèle simule très bien la décroissance temporelle des bromures sur l'ensemble des 40 jours, particulièrement pour le semis direct. Ce résultat démontre que le modèle reproduit bien la dynamique de l'eau à la surface du sol de Frelighsburg et que la répartition des écoulements se fait de façon adéquate.

Pour la profondeur 10-20 cm, le modèle tend à conserver trop de bromures dans cette couche par rapport aux mesures de terrain, autant pour le labour que pour le semis direct (figures 4.17 b et e). Dans cette couche, la masse de bromures ne semble pas être évacuée dans le modèle aussi rapidement que sur le terrain. Les concentrations simulées au jour 40 sont environ quatre fois celles mesurées sur le terrain. Dans AgriFlux, les flux d'eau et de nitrates ne peuvent migrer en moyenne plus que d'une couche à l'autre en une journée.

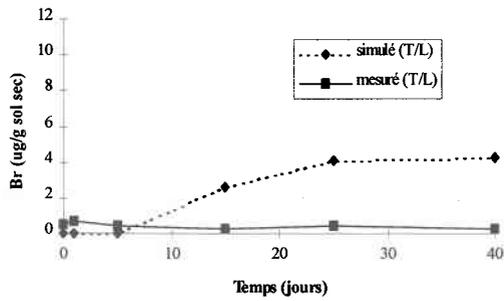
a) Profondeur 0-10 cm, T/L



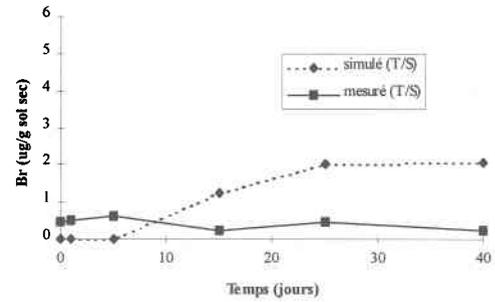
d) Profondeur 0-10 cm, T/S



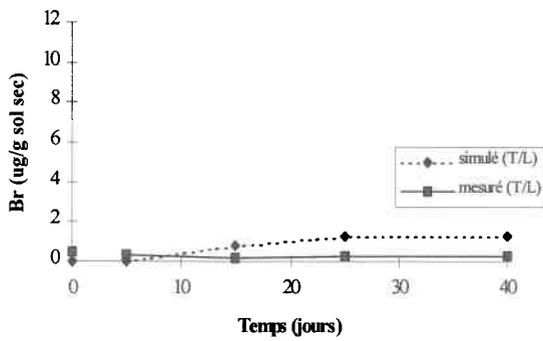
b) Profondeur 10-20 cm, T/L



e) Profondeur 10-20 cm, T/S



c) Profondeur 20-40 cm, T/L



f) Profondeur 20-40 cm, T/S

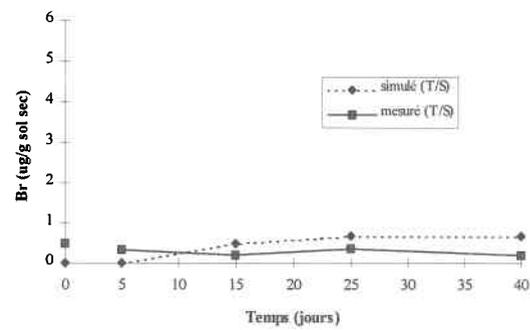


Figure 4.17 Comparaison des concentrations en bromures simulées vs mesurées selon les travaux de sol (T/L et T/S), 1994.

Selon le contenu en eau du sol pour un événement pluvial donné, les conductivités hydrauliques élevées (~ 5 m/jour) et la forte piérosité du loam de Frelighsburg peuvent impliquer un lessivage d'eau plus rapide sur le terrain que dans le modèle. De plus, dans AgriFlux, le besoin en eau des plants de maïs est fixé à 0,4 mètre d'eau pour la période de croissance, une valeur tirée de la littérature. Ce prélèvement important diminue la quantité d'eau pouvant être lessivée en profondeur et pourrait expliquer la persistance des masses de bromures dans la couche 10-20 cm, plus de 40 jours après l'application. Ceci est illustré d'ailleurs par le fait que le modèle reproduit à la profondeur 20-40 cm les concentrations mesurées dans la strate 10-20 cm. La différence observée est donc le résultat d'un décalage spatial ou temporel.

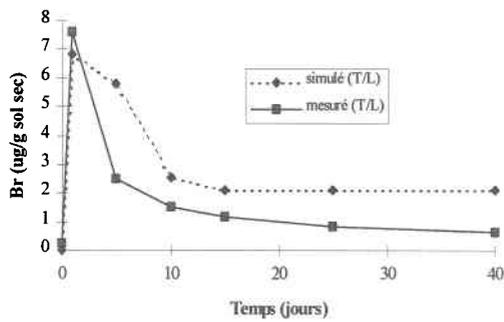
Été 1995

La figure 4.18 expose les résultats des simulations respectivement pour le labour (T/L) et le semis direct (T/S). À l'été 1995, le modèle reproduit dans l'ensemble assez bien l'évolution temporelle des bromures à la profondeur 0-10 cm, notamment pour le semis direct. Ceci laisse supposer que le modèle simule bien les composantes affectant le bilan hydrique (évapotranspiration, infiltration, ruissellement etc.), comme c'était le cas pour 1994. Pour le labour conventionnel (figure 4.18 a), l'infiltration massive des bromures au jour 5 (pluie de 38,6 mm le 4 juin 1995) constatée sur le terrain n'est pas aussi marquée dans les simulations. Ceci occasionne un excédent de masse qui demeure par la suite dans la couche de surface, résultant en des concentrations de deux à trois fois plus élevées pour le modèle en labour que pour les mesures de terrain. De faibles précipitations sur le site ont pu ne pas être enregistrées (ou lues) par le pluviomètre, entraînant des pertes de bromures sur le terrain non simulées par AgriFlux.

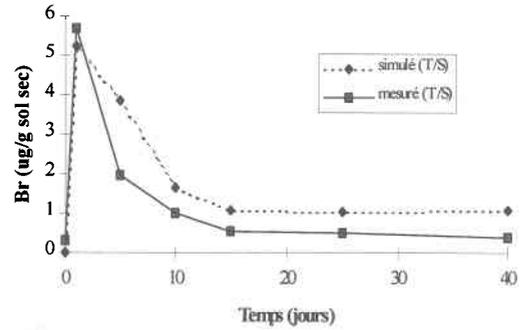
À la profondeur 10-20 cm, la même surestimation qu'en 1994 des concentrations en bromures est observée pour les deux travaux de sol. Les raisons évoquées précédemment peuvent de nouveau expliquer ces différences entre les simulations et les mesures de terrain. Le modèle reproduit cependant bien les concentrations dans la couche 20-40 cm.

Donc, dans l'ensemble, le modèle reproduit bien la dynamique des écoulements de l'eau dans la couche de surface du loam de Frelighsburg. Les excédents de masses retrouvés dans la couche 10-20 cm peuvent être dus à un certain décalage entre les flux simulés de

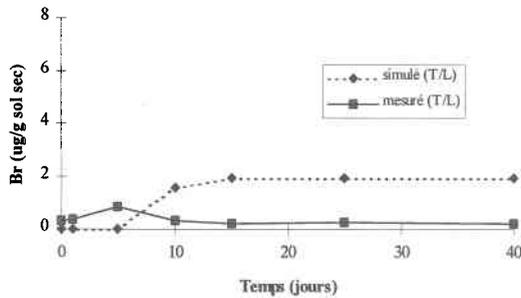
a) Profondeur 0-10 cm, T/L



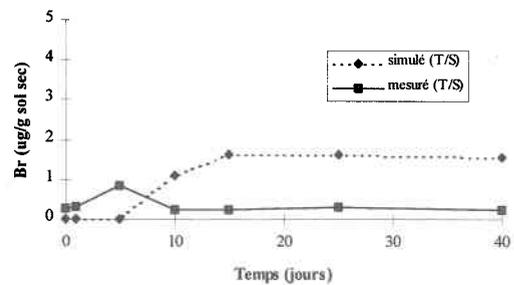
d) Profondeur 0-10 cm, T/S



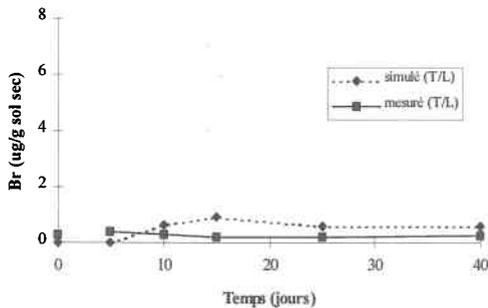
b) Profondeur 10-20 cm, T/L



e) Profondeur 10-20 cm, T/S



c) Profondeur 20-40 cm, T/L



f) Profondeur 20-40 cm, T/S

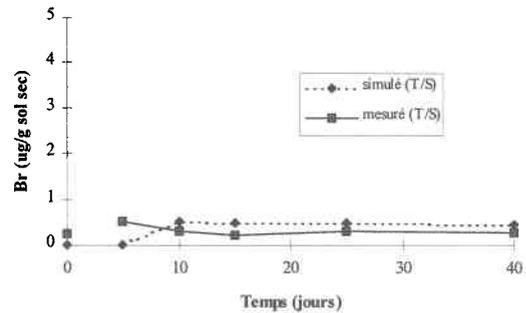


Figure 4.18 Comparaison des concentrations en bromures simulées vs mesurées selon les travaux de sol (T/L et T/S), 1995.

lessivage d'eau et les flux réels sur le terrain. Ce décalage observé pour le modèle pourrait être le résultat de valeurs inadéquates pour la capacité au champ, le point de flétrissement ou le besoin en eau des plants de maïs par exemple, puisque tirées de la littérature.

4.7.2 Nitrates

Le modèle AgriFlux a été utilisé pour déterminer son applicabilité à reproduire l'effet des travaux de sol sur l'évolution spatio-temporelle des concentrations en nitrates dans le sol. Les mesures de terrain acquises sur le site de Frelighsburg en 1995 (suivi de 150 jours) sont comparées aux simulations réalisées pour le labour conventionnel et le semis direct.

Dans les scénarios simulés, des fertilisations de 180 kg N/ha/an ont été fixées pour les années 1986 à 1992, soit la dose recommandée au Québec par l'AFEQ pour le maïs-grain. La fertilisation totale est appliquée en deux doses pendant la saison de croissance. Ces six années de simulation ont pour but de permettre au sol d'atteindre un état d'équilibre selon les différents paramètres et constantes conditionnant le cycle de l'azote: rapport C/N du sol, constante de minéralisation de l'humus, efficacité de la synthèse microbienne de la litière, fraction de la litière passant à l'humus etc. En 1993, aucune fertilisation n'est appliquée (repos du sol), tandis qu'en 1994 et 1995 les doses exactes sont appliquées aux dates suivantes: 9 et 117,4 kg N/ha respectivement les 5 juin et 25 juillet 1994, et 9 et 119,4 kg N/ha les 19 mai et 7 juillet 1995.

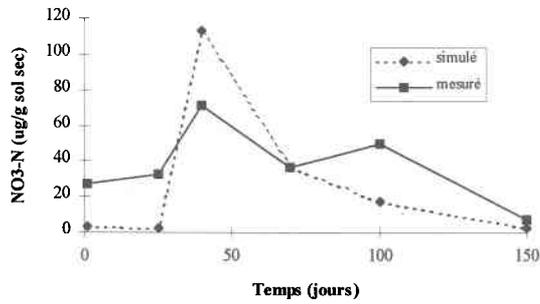
La fertilisation de 40 kg N/ha du 8 juillet 1994 n'ayant pas été prévue initialement au calendrier agronomique (initiative de l'agriculteur), celle-ci n'a été connue qu'après la réalisation des simulations. Cependant, la comparaison des valeurs simulées et mesurées se faisant pour l'année 1995, cet apport en azote est peu susceptible d'influencer les résultats présentés de façon importante. Les lessivages simulés d'eau à l'automne 1994 et au printemps 1995 ont fort probablement évacué une bonne partie de cette dose appliquée. Les précipitations moyennes mensuelles enregistrées à la station de Sutton sont utilisées pour les années 1986 à 1996, sauf pendant les périodes où le pluviomètre était en opération sur le site expérimental de Frelighsburg.

Simulé vs mesuré

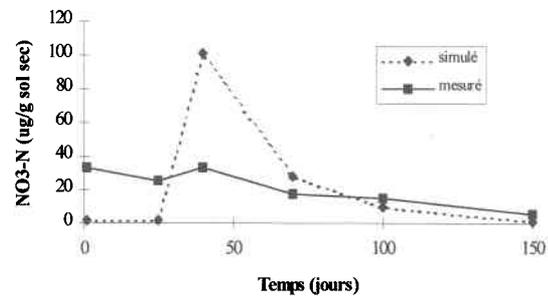
La figure 4.19 montre les résultats des simulations comparés aux mesures de terrain pour le labour conventionnel et le semis direct en surface totale (T/L et T/S), tandis que l'annexe B contient les valeurs ayant permis la confection des graphiques. Les quatre profondeurs simulées sont présentées. Pour la couche 0-10 cm (addition des couches 0-5 et 5-10 cm), le modèle présente des concentrations en nitrates du même ordre de grandeur que les valeurs mesurées. La fertilisation de 119,4 kg N/ha le 7 juillet 1995 (jour 37) est bien reproduite par AgriFlux pour les deux simulations. Sur le terrain, tel qu'observé précédemment à la figure 4.10, seule la combinaison T/L a montré une augmentation des concentrations conséquente à cette fertilisation. En début de saison, le modèle tend à sous-estimer les concentrations, avec des valeurs jusqu'à vingt fois inférieures par rapport aux mesures de terrain. Suite à la fertilisation du 7 juillet, les concentrations simulées augmentent brusquement pour ensuite diminuer et se stabiliser près des valeurs mesurées sur le terrain.

À la profondeur 10-20 cm, une différence assez marquée est observée entre les valeurs simulées et mesurées, notamment pour le labour conventionnel. Cette différence avait d'ailleurs été aussi observée pour la simulation des bromures dans cette couche (figure 4.18). Par contre, pour les nitrates, ce sont les concentrations simulées qui montrent des valeurs de deux à vingt fois inférieures aux valeurs mesurées, contrairement à la surestimation observée des concentrations en bromures par le modèle. Cette surestimation des masses de bromures par AgriFlux laisse supposer qu'une bonne partie de l'eau infiltrée dans le sol, pendant les 40 jours de suivi, ne migre pas au-delà de 20 cm, comme le démontre cet excédent de masses dans la couche 10-20 cm du modèle. En toute hypothèse, ceci pourrait entraîner des teneurs en eau élevées dans cette couche et favoriser ainsi des conditions anaérobies où la dénitrification peut avoir lieu. Cette dénitrification impliquerait une diminution des concentrations en nitrates simulées dans cette couche. Cependant, pour un sol léger du type de Frelighsburg et considérant la faiblesse des précipitations à l'été 1995 (caractéristiques dont le modèle tient compte), ce phénomène est peu susceptible d'expliquer l'écart entre les valeurs simulées et observées dans cette couche pour le labour conventionnel.

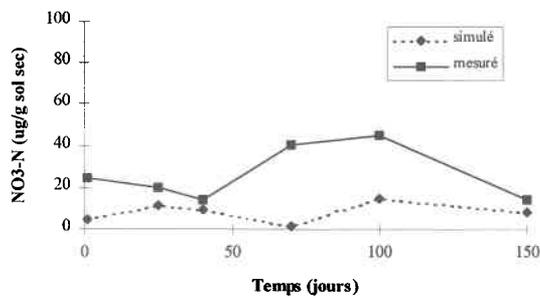
a) Profondeur 0-10 cm, T/L



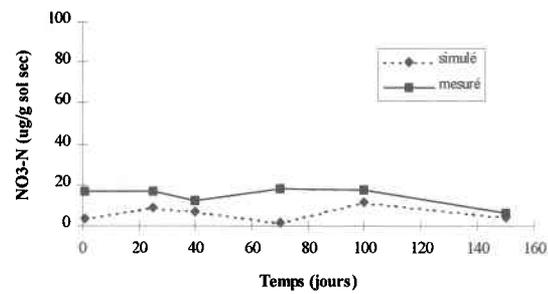
e) Profondeur 0-10 cm, T/S



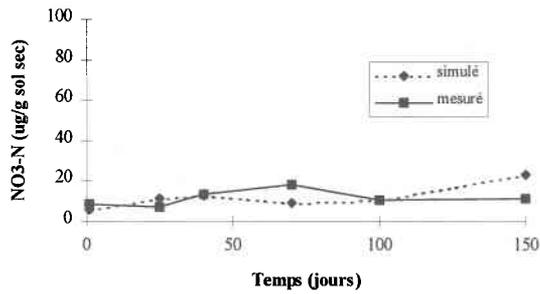
b) Profondeur 10-20 cm, T/L



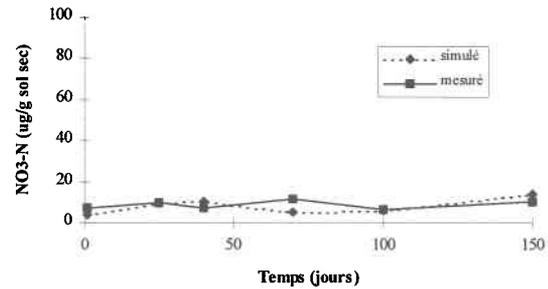
f) Profondeur 10-20 cm, T/S



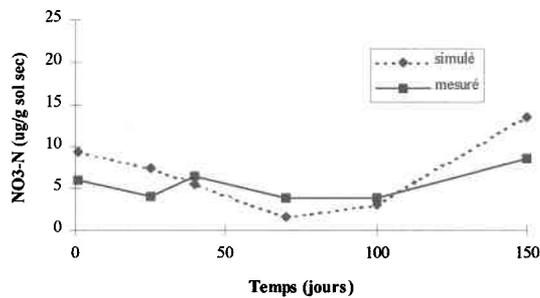
c) Profondeur 20-40 cm, T/L



g) Profondeur 20-40 cm, T/S



d) Profondeur 40-70 cm, T/L



h) Profondeur 40-70 cm, T/S

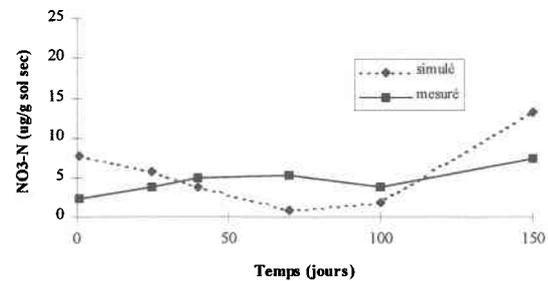


Figure 4.19 Comparaison des concentrations en nitrates simulées vs mesurées selon les travaux de sol (T/L et T/S), 1995.

À remarquer, par contre, le déphasage d'environ 30 jours entre les pics et les creux des courbes simulées et mesurées, toujours pour la couche 10-20 cm et pour les deux travaux de sol. Ce déphasage est également observable dans la couche 20-40 cm mais dans le sens inverse, i.e. que le modèle semble simuler les mêmes processus du cycle de l'azote que sur le terrain, mais environ 30 jours auparavant. Ce phénomène de déphasage peut être causé par différents facteurs dans le modèle: paramètres de fonte de la neige non-adéquats pour le site affectant la date du lessivage printanier des nitrates, constantes du cycle de l'azote plus ou moins représentatives du loam de Frelighsburg, etc. La mauvaise corrélation entre les concentrations simulées et mesurées dans la couche 10-20 cm peut provenir de ce décalage temporel observé.

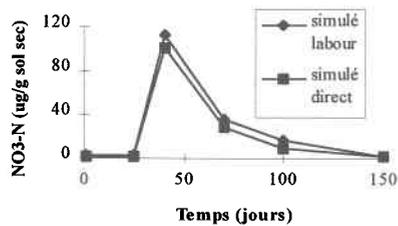
Mis à part ce déphasage, les concentrations simulées et mesurées pour les couches 20-40 cm et 40-70 cm sont voisines, autant pour le semis direct que pour le labour conventionnel. Le modèle AgriFlux reproduit donc bien la dynamique de l'azote dans ces couches de sol. À noter également la bonne reproduction par le modèle du lessivage automnal des nitrates au jour 150 pour les profondeurs 20-40 cm et 40-70 cm. Le bon comportement du modèle dans les couches inférieures sous-entend que les valeurs calculées de flux lessivés d'eau et de nitrates vers l'eau souterraine constituent une bonne approximation des valeurs réelles.

Comparaison des simulations pour les deux travaux de sol

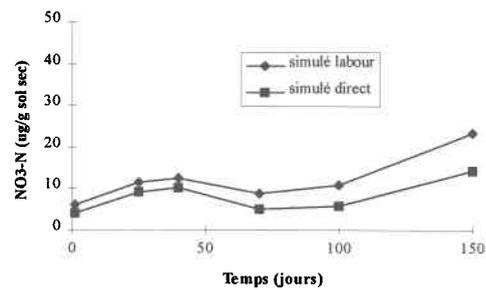
La figure 4.20 illustre l'impact des travaux de sol sur les simulations réalisées pour le labour conventionnel et le semis direct. Pour les quatre couches du profil de sol, le semis direct présente des concentrations en nitrates plus faibles que le labour conventionnel. La différence est par contre faible et représente tout au plus un écart de $10 \mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$ entre les deux travaux. Ce résultat est causé par l'influence combinée des travaux de sol sur les conditions hydrodynamiques et physico-chimiques du sol. Dans AgriFlux, cette influence se traduit par des paramètres physiques différents pour les deux travaux primaires étudiés, ainsi que par l'incorporation ou non des résidus de culture dans le profil pédologique. La tendance observée du semis direct à présenter des concentrations en

nitrate plus faibles dans le loam de Frelighsburg est donc vérifiée également dans les simulations d'AgriFlux.

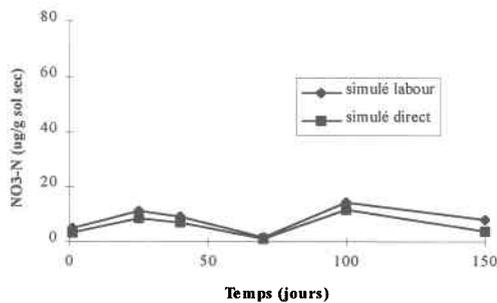
a) Profondeur 0-10 cm



c) Profondeur 20-40 cm



b) Profondeur 10-20 cm



d) Profondeur 40-70 cm

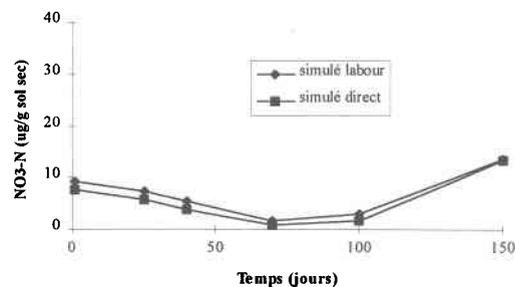


Figure 4.20 Concentrations en nitrates simulées selon les travaux de sol.

Pertes environnementales en azote vers l'eau souterraine

Le modèle AgriFlux est conçu comme outil environnemental de gestion des fertilisants. Il permet notamment d'obtenir une estimation des concentrations en nitrates percolant vers la nappe phréatique pour un programme de fertilisation donné. Ceci est réalisé en faisant le rapport du flux lessivé de nitrates sur le flux lessivé d'eau, ces flux étant cumulés sur l'ensemble de la période simulée. Cette période de temps doit être suffisamment longue pour approximer convenablement la concentration moyenne en nitrates résultant du mélange de ces flux lessivés vers l'eau souterraine.

La figure 4.21 montre, pour le semis direct et le labour conventionnel, les flux lessivés d'eau et de nitrates cumulés du 1 mai 1986 au 31 octobre 1996. Les flux de nitrates lessivés, considérés dans le modèle comme n'ayant plus aucune interaction avec le profil racinaire, atteignent l'eau souterraine sans autres transformations. On remarque que les valeurs cumulées sur dix ans sont voisines pour les deux travaux de sol, soit environ 3 tonnes $\text{NO}_3\text{-N/ha}$ (ou 3000 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$). Le travail du sol ne semble donc pas, selon ces résultats et pour le site de Frelighsburg, avoir un impact à moyen terme sur les masses de nitrates exportées vers l'eau souterraine. Les faibles écarts observés à la figure 4.20 entre les valeurs simulées pour le semis direct et le labour n'influencent donc pas les flux lessivés de nitrates.

L'observation des flux d'eau cumulés pour les deux travaux de sol (figure 4.21) montre également des valeurs semblables pour la période cumulée de dix ans, soit près de 4 mètres d'eau lessivée. Ceci impliquerait une recharge annuelle de la nappe d'environ 400 mm, ce qui semble légèrement élevée pour les conditions québécoises, mais cohérent avec les bonnes caractéristiques hydrodynamiques du loam de Frelighsburg.

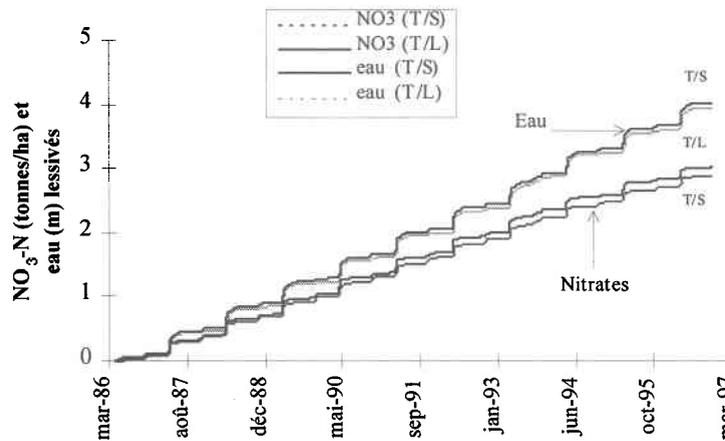


Figure 4.21 Flux lessivés de nitrates et d'eau cumulés de 1986 à 1996.

De nouveau, les travaux de sol semblent avoir peu d'influence sur le lessivage de l'eau à moyen terme. Les paramètres physiques mesurés sur le site sont trop voisins pour influencer nettement les flux d'eau lessivés. Par contre, sur le site expérimental, les volumes d'eau ruisselés étaient significativement plus faibles en semis direct pour la majorité des événements pluviaux échantillonnés pendant les deux étés (section 4.3); s'il y a moins de ruissellement, l'infiltration est nécessairement plus élevée. Dans ce sens, le modèle présente fort probablement une lacune au niveau de la prise en compte de l'influence des résidus de culture sur les écoulements de l'eau.

Pour un flux de nitrates de 3000 kg NO₃-N/ha et un flux d'eau de 4 mètres, on obtient une concentration moyenne en nitrates dans l'eau souterraine de 75 mg NO₃-N/L, soit largement supérieure à la norme québécoise de 10 mg NO₃-N/L. Ce résultat est obtenu avec des fertilisations de 180 kg N/ha/an pour les années 1986 à 1992, et des fertilisations respectives de 126 et 128 kg N/ha en 1994 et 1995.

Une autre série de simulations a été réalisée avec des fertilisations identiques de 126 kg N/ha/an de 1986 à 1992, soit une diminution de 54 kg N/ha/an par rapport à la simulation initiale. Les fertilisations de 126 et 128 kg N/ha en 1994 et 1995 demeuraient les mêmes. Cette simulation a donné des résultats intéressants concernant le flux de nitrates lessivé. Sur l'ensemble des dix ans de simulation, le flux de nitrates cumulé diminue à environ 550 kg NO₃-N/ha (ou 55 kg NO₃-N/ha/an), pour une réduction de plus de 2500 kg NO₃-N/ha par rapport à l'autre simulation. Le flux cumulé d'eau lessivée demeure évidemment à 4 mètres. Ceci implique une concentration moyenne en nitrates dans la nappe d'environ 14 mg N/L, ce qui représente une diminution de plus de 500 % comparativement à l'autre simulation. À noter que cette concentration en nitrates se situe encore au-dessus de la norme québécoise.

Ce résultat met en évidence les dangers d'un programme de fertilisation mal adapté à une culture ou à un type de sol donné. Les doses de fertilisants fournies à une culture servent à combler le besoin en azote des plants, besoin que le sol ne peut assurer seul. Une fois cette

demande en azote comblée, l'augmentation des doses appliquées fait que l'on peut dépasser un seuil au-delà duquel les apports azotés vont directement dans l'écosystème par le biais des écoulements de l'eau, sans interagir avec la matrice du sol. Un loam du type de Frelighsburg, qui possède un bon drainage, peut ainsi entraîner des pertes environnementales importantes vers l'eau souterraine lorsque l'apport de fertilisant est fait de façon excessive.

5. CONCLUSION

L'objectif de cette étude était de caractériser l'impact des pratiques culturales du maïs sur la dynamique de l'eau et de l'azote dans deux sols agricoles québécois. Dans ce but, la répartition des écoulements de l'eau ainsi que l'évolution spatio-temporelle des nitrates dans le sol ont été caractérisées pendant deux étés consécutifs. Par la suite, le logiciel AgriFlux a été utilisé pour tenter de reproduire cette dynamique de l'eau et de l'azote dans le loam de Frelighsburg, en vue d'évaluer les pertes environnementales selon les travaux primaires étudiés.

Au niveau de l'influence des travaux de sol sur la répartition des écoulements, les essais de traçage et les volumes d'eau ruisselés mesurés sur le site de Frelighsburg permettent de tirer les conclusions suivantes: 1) le ruissellement de l'eau augmente avec l'intensité du travail du sol ($S < C < L$). Pour les deux étés, le ruissellement est en moyenne dix fois inférieur sous semis direct par rapport au labour conventionnel; 2) les masses de bromures et de nitrates exportées par l'eau ruisselée sont conséquentes avec cette augmentation des volumes d'eau selon les travaux primaires; 3) pour une même combinaison de traitement, la masse de nitrates exportée n'est pas conditionnée uniquement par le volume d'eau ruisselé, mais dépend aussi de l'évolution temporelle des nitrates dans la couche superficielle de sol; 4) le semis direct est le travail qui favorise les plus fortes exportations de bromures par lessivage dans le sol, et 5) un sol léger du type de Frelighsburg favorise l'infiltration au détriment du ruissellement, comme le démontre la disparition temporelle rapide des bromures et les faibles pourcentages des doses totales de bromures évacués par ruissellement (moins de 4 %).

Le sol de Varennes n'ayant généré aucun ruissellement, seules les concentrations en bromures dans le sol peuvent caractériser l'influence des travaux primaires sur les écoulements dans cette argile lourde: 1) les masses de bromures se dissipent beaucoup plus lentement dans l'argile de Varennes que dans le loam de Frelighsburg, résultat de l'absence

de ruissellement de surface sur le site et du mauvais drainage de l'argile de St-Urbain; 2) le semis direct montre graphiquement des concentrations en bromures plus fortes en profondeur que pour le chisel et le labour conventionnel, et 3) les remontées occasionnelles de la nappe rendent l'interprétation d'un essai de traçage difficile, puisque les bromures migrent alors verticalement avec l'eau dans un sens comme dans l'autre.

L'étude a également mis en évidence certaines influences des travaux primaires sur la dynamique de l'azote dans le sol. Pour le site de Frelighsburg, les résultats observés pendant les deux étés de suivi supportent les conclusions suivantes: 1) des trois travaux de sol, le semis direct favorise les plus faibles concentrations en nitrates dans les couches de surface, particulièrement dans la strate 10-20 cm où les concentrations sont significativement plus faibles pour les deux étés. Ceci peut s'expliquer, pour le semis direct, par une moins bonne aération due à l'absence de remaniement du sol et par la non-incorporation des résidus de récolte potentiellement minéralisables. Ces deux facteurs limitent l'activité microbienne responsable des transformations de l'azote organique en nitrates dans les sols. Le chisel présente des valeurs intermédiaires entre le labour et le semis direct; 2) l'évolution temporelle des nitrates dans la couche de surface est dépendante des conditions climatiques, comme le démontrent les différences observées dans la strate 0-10 cm entre les étés 1994 et 1995. La quantité de précipitations influence les conditions d'humidité du sol, conditionnant par le fait même les transformations de l'azote dans le sol, et 3) un lessivage majeur des nitrates du sol a lieu à l'automne, après la récolte du maïs-grain, suite aux précipitations plus abondantes pendant les mois de septembre et octobre. Des trois travaux de sol, le semis direct montre les plus faibles concentrations en nitrates dans la couche 40-70 cm suite à ce lessivage.

À Varennes, l'influence des travaux primaires sur l'évolution des nitrates n'a pu être caractérisée dans des conditions normales d'humidité du sol, résultat des précipitations abondantes pendant la période étudiée (plus de 300 mm de pluie en 40 jours). De plus, les remontées occasionnelles de la nappe phréatique ont probablement entraîné une certaine homogénéisation des concentrations en nitrates dans le sol. Aucune conclusion ne peut

donc être avancée, mis à part que l'influence des pratiques culturales peut parfois être masquée par la variabilité des conditions climatiques d'une saison à l'autre.

L'application du modèle AgriFlux au site de Frelighsburg a montré des résultats intéressants quant à l'influence des travaux de sol sur le lessivage des nitrates vers l'eau souterraine. Aucun impact des travaux primaires n'a été révélé par les simulations, tant au niveau des flux de nitrates simulés qu'au niveau des flux d'eau lessivés vers l'eau souterraine. Sur le terrain, le labour conventionnel présentait en surface les plus fortes concentrations en nitrates dans le sol. Par contre, au niveau des écoulements de l'eau, le semis direct est le travail qui favorise le plus l'infiltration de l'eau dans le loam de Frelighsburg. Dépendamment des mécanismes d'écoulement prédominants selon les travaux de sol (via les macropores ou par la porosité de drainage), il serait plausible d'observer une certaine différence entre les flux d'eau et de nitrates lessivés. AgriFlux ne tenant pas compte de l'effet des résidus de culture sur le ruissellement de l'eau en surface, la répartition des écoulements dans le modèle est sans doute quelque peu différente de celle sur le terrain. Selon les simulations, le facteur le plus dommageable pour les pertes en azote vers l'eau souterraine est l'application excessive de fertilisants. Une comparaison entre les concentrations simulées et les concentrations réelles en nitrates dans l'eau souterraine serait évidemment intéressante et permettrait de valider les résultats du modèle pour le site de Frelighsburg.

Au Québec, certains intervenants du milieu agricole étudient présentement les possibilités de l'implantation plus massive du semis direct dans la culture du maïs-grain. Une réduction des coûts de machineries, de l'érosion des sols agricoles et des pertes environnementales vers les eaux superficielles sont autant d'avantages en faveur du semis direct par rapport au labour conventionnel ou au chisel. Par contre, le risque accru de contamination de l'eau souterraine par une plus grande infiltration est un facteur à considérer dans une optique de protection des ressources. La présente étude a mis en relief différents impacts des pratiques culturales sur la répartition des écoulements de l'eau et sur la dynamique des nitrates dans deux sols québécois. L'application du logiciel AgriFlux, à

titre d'outil de gestion des fertilisants, a permis de mettre en évidence les dangers d'une fertilisation excessive sur un sol bien drainé comme celui de Frelighsburg. L'adoption de pratiques culturales de conservation du sol, assurant le maintien des récoltes et la préservation de l'environnement, doit nécessairement tenir compte du type de sol et des conditions hydrodynamiques affectant les pertes environnementales vers les ressources en eau.

6. BIBLIOGRAPHIE

AFEQ, Association des fabricants d'engrais du Québec (1990). *Guide de fertilisation*. Montréal, AFEQ, 139 p.

Baker, J. L. (1987). Hydrologic effects of conservation tillage and their importance relative to water quality. *Effects of conservation tillage on groundwater quality: nitrates and pesticides*. Chelsea (Mich.), Lewis Publishers, 292 p.

Baker, J. L. et J. M. Laflen (1983). Water quality consequences of conservation tillage. *J. Soil and Water Conser.* 38: 186-193.

Banton, O., M. Larocque, F. Surateau et J.-P. Villeneuve (1993). *AgriFlux (manuel d'usager): Logiciel d'évaluation des pertes en composés azotés vers les eaux souterraines et superficielles*. Sainte-Foy, INRS-Eau, 95 p.

Burgess, M. S., C. A. Madramootoo et G. R. Mehuys (1993). Nitrate leaching under different tillage and residue levels. Dans: Conférence conjointe de la SCGC-ASCE sur le génie environnemental. Montréal, 12-14 juillet.

Cole-Parmer instruments 60714 (1994). Niles, Illinois, 25 p.

CPVQ, Conseil des productions végétales du Québec (1986). *La dégradation des sols agricoles au Québec: causes, effets, prévention et corrections*. Québec, Bulletin Technique 13, 148 p.

Dick, W. A. et T. C. Daniel (1987). Soil chemical and biological properties as affected by conservation tillage: environmental implications. *Effects of conservation tillage on groundwater quality: nitrates and pesticides*. Chelsea (Mich.), Lewis Publishers, 292 p.

Drury, C. F., D. J. McKenney, W. I. Findlay et J. D. Gaynor (1993). Influence of tillage on nitrate loss in surface runoff and tile drainage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57:797-802.

Groffman, P. M. (1985). Nitrification and denitrification in conventional and no-tillage soils. *Soil Science Soc. Am. J.*, 49:329-334.

Haynes, R. J. (1986). *Mineral nitrogen in plant soil -system*. Florida, Academic Press, 483 p.

Hem (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. USGS Water Supply Paper 2.

- Jabro J. D., E. G. Lotse, D. D. Fritton et D. E. Baker (1994). Estimation of preferential movement of bromide tracer under field conditions. *Journal of Hydrology*, 156:61-71.
- Johnsson, H., L. Bergström et P.-E. Jansson (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18:333-356.
- Kanvar, R. S., H. P. Johnson et D. Kirkham (1982). Transport of nitrates and gaseous denitrification in soil columns during leaching. *J. Hydro.*, 55:171-184.
- Kanvar, R. S., D. G. Baker, P. Singh et K. M. Noh (1990). A field system to monitor tillage and crop rotation effects on groundwater quality. ASAE Paper No. 90-2526. Am. Soc. Agr. Eng., St-Joseph, MI.
- Kenimer, A. L., S. Mostaghimi, R. W. Young, T. A. Dillaha et V. O. Shanholtz (1987). Effects of residue cover on pesticide losses from conventional and no-tillage systems. *Am. Soc. Agri. Eng.*, 30 (4):953-959.
- Lafrance, P., O. Banton et F. Bernard Inc. (1994, 1995). *Évaluation environnementale des pratiques culturales sur maïs pour la réduction des pertes d'herbicides*. INRS-Eau, Sainte-Foy, rapports R-390. Projet FRDTE pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
- Larocque, M. et O. Banton (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles: application du modèle AgriFlux. *Revue canadienne des sciences de l'eau*, Québec, sous presse.
- Logan, T. J. et J. R. Adams (1981). *The effects of reduced tillage on phosphate transport from agricultural land*. Lake Erie Wastewater Management Study, Technical Report Series. U.S. Army Corps of Eng. Buffalo, NY.
- Logan, T. J., J. M. Davidson, J. L. Baker et M. R. Overcash (1987). *Effects of conservation tillage on groundwater quality: nitrates and pesticides*. Chelsea (Mich.), Lewis Publishers, 292 p.
- Mackay, A. D. et E. J. Kladvko (1985). Earthworms and rate of breakdown of soybean and maize residues in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 17:851-857.
- Mader, S. S. (1987). *Biologie: évolution, diversité et environnement*. Ottawa, Éd. Reynald Goulet inc., 767 p.
- Mannering, J. V., D. L. Schertz et B. A. Julian (1987). Overview of conservation tillage. *Effects of conservation tillage on groundwater quality: nitrates and pesticides*. Chelsea (Mich.), Lewis Publishers, 292 p.

- Masse, L., N. K Patni, B. S. Clegg, P. Y. Jui (1991). Tillage effect on groundwater quality. Dans: International Winter meeting of ASAE. Nashville (Tenn.), 15-18 décembre.
- MENVIQ (1988). *L'environnement au Québec: un premier bilan, synthèse*. Québec, direction des communications et de l'éducation, ministère de l'Environnement, 96 p.
- MENVIQ (1989). *L'eau potable au Québec*. Québec, ministère de l'Environnement, 65 p.
- Onken, A. B., R. S. Hargrove, C. W. Wendt et O. C. Wilke (1975). The use of a specific ion electrode for determination of bromide in soils. *Soil Sci. Amer. Proc.* 39:1223-1225.
- Onstad, C. A. et W. B. Voorhees (1987). Hydrologic soil parameters affected by tillage. *Effects of conservation tillage on groundwater quality: nitrates and pesticides*. Chelsea (Mich.), Lewis Publishers, 292 p.
- Patni, N. K., L. Masse, B. S. Clegg et P. Y. Jui (1993). Herbicide and nitrate loading of tile effluents under conventional and no tillage. Dans: Conférence conjointe de la SCGC-ASCE sur le génie environnemental. Montréal, 12-14 juillet.
- Power, J. F. et J. S. Schepers (1989). Nitrate contamination of groundwater in North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26:165-187.
- Rice, C. W. et M. S. Smith (1983). Nitrification of fertilizer and mineralized ammonium in no-till and plowed soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47:1125-1129.
- SAS/STAT User's Guide (1988). Cary, NC, USA, Released 6.03 Edition, SAS Institute inc., 532 p.
- Silvertooth, J. C., J. E. Watson, J. E. Malcuit et T. A. Doerge (1992). Bromide and nitrate movement in an irrigated cotton production system. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:548-555.
- Stevenson, F. J. (1982). Nitrogen in agricultural soils. Agronomy monograph no. 22, ASA-CSSA-SSSA, 940 p.
- Tardat-Henry, M. (1992). *Chimie des eaux*. Québec, Éd. Griffon d'argile, 537 p.

ANNEXE A

Résultats de terrain

Concentrations en bromures dans le sol ($\mu\text{g Br/g sol sec}$)
Profondeur 0-10 cm

Site de Frelighsburg

parcelle	Traitement		1994							1995						
	travail	herbicide	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	S	B	0,31	3,45	3,43	1,02	1,06	0,55	0,22	0,29	0,96	0,45	0,9	0,3	0,16	0,27
2	L	T	0,43	16,18	10,02	1,56	2,42	1,3	0,46	0,20	6,52	2,16	1,45	1,27	0,41	0,39
3	C	B	0,51	2,95	1,04	0,71	0,42	0,69	0,34	0,41	1,22	0,76	2,61	0,28	0,68	0,22
4	L	B	0,59	3,6	2,87	1,86	0,72	0,56	0,27	0,24	3,54	0,47	0,46	0,29	0,39	0,25
5	C	T	0,56	14,28	7,42	2,76	1,54	0,77	0,46	0,40	3,00	1,71	1,32	0,59	0,56	0,65
6	S	T	0,61	5,6	4,57	3,06	1,92	0,59	0,53	0,37	3,34	1,65	1,01	0,49	0,36	0,59
7	S	B	0,49	2,41	1,14	1,69	1,28	0,29	0,21	0,21	2,18	0,54	0,51	0,26	0,23	0,21
8	C	B	0,55	1,49	2,62	0,72	1,1	0,6	0,24	0,24	2,94	0,91	0,24	0,27	0,34	0,16
9	L	T	0,64	4,71	6,65	3,01	3,37	2,38	0,37	0,22	8,41	2,83	1,16	1,78	0,98	0,83
10	L	B	0,65	3,68	3,87	0,76	0,56	1,05	0,37	0,23	3,50	0,69	0,36	0,44	0,77	0,19
11	C	T	0,50	9,4	8,55	1,48	0,9	1,78	0,54	0,33	5,51	1,6	0,88	0,42	0,48	0,37
12	S	T	0,45	4,5	5,22	4,95	0,83	1,53	0,82	0,24	6,05	1,38	0,53	0,56	0,4	0,24
13	L	B	0,54	6,48	1,05	0,63	0,27	0,32	0,29	0,24	5,18	1,41	0,28	0,22	0,6	0,3
14	C	T	0,50	12,51	9,43	2,17	1,96	3,47	0,77	0,32	11,08	1,37	0,68	0,39	0,73	0,38
15	L	T	0,51	10,37	10,13	2,35	3,85	2,89	0,31	0,26	7,90	2,54	1,94	0,53	1,06	0,68
16	S	B	0,45	2,58	2,21	0,38	0,33	0,63	0,24	0,24	2,28	0,6	0,21	0,18	0,46	0,26
17	C	B	0,56	3,29	2,74	0,74	1,22	0,4	0,34	0,19	5,27	0,54	0,35	0,31	0,19	0,34
18	S	T	0,52	5,46	5,35	6,04	2,43	0,73	0,4	0,26	7,74	2,84	1,45	0,56	0,72	0,34

Site de Varennes

parcelle	travail	herbicide	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	L	B	3,72	2,93	5,28	1,14	0,77	0,48
2	L	T	6,02	7,31	5,3	4,15	1	0,47
3	C	B	2,26	1,16	2,04	1,06	0,64	0,54
4	S	B	1,60	1,55	1,04	1,14	0,85	0,4
5	S	T	6,13	10,31	10,8	7,7	2	1,11
6	C	T	5,29	15,72	9,93	5,54	1,25	1,46
7	S	B	1,68	1,27	1,28	0,95	0,64	0,41
8	C	B	1,30	2,08	1,38	0,75	0,45	0,58
9	L	T	4,48	6,79	7,05	8,36	0,96	0,4
10	C	T	6,73	10,79	9,04	8,04	1,54	1,36
11	L	B	2,27	5,85	2,38	1,68	1,9	0,37
12	S	T	2,34	13,76	8,9	10,3	2,1	1,14
13	C	B	1,16	0,85	1,21	3,28	0,37	0,24
14	L	T	2,62	4,17	2,88	2,27	0,65	0,39
15	S	T	3,10	5,51	4,09	5,47	1,5	0,39
16	S	B	0,78	1,12	1,23	0,68	0,31	0,5
17	C	T	2,26	12,03	9,59	4,33	1,42	1,45
18	L	B	0,97	0,61	0,44	0,5	0,56	0,47

**Concentrations en bromures dans le sol ($\mu\text{g Br/g sol sec}$)
Profondeur 10-20 cm**

Site de Frelighsburg

parcelle	Traitement		1994							1995						
	travail	herbicide	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	S	B	0,36	0,51	0,28	0,33	0,23	0,25	0,21	0,27	0,24	0,41	0,27	0,21	0,22	0,22
2	L	T	0,43	0,78	0,29	0,3	0,22	0,64	0,26	0,23	0,54	0,75	0,29	0,24	0,14	0,24
3	C	B	0,37	0,59	0,23	0,31	0,2	0,48	0,22	0,25	0,25	1,07	0,38	0,14	0,28	0,22
4	L	B	0,38	0,55	0,27	0,34	0,19	0,25	0,19	0,20	0,27	0,66	0,19	0,21	0,31	0,24
5	C	T	0,50	0,55	0,29	0,53	0,41	0,29	0,17	0,34	0,31	0,55	0,25	0,23	0,26	0,28
6	S	T	0,49	0,64	0,48	0,44	0,25	0,48	0,24	0,28	0,30	0,52	0,23	0,22	0,21	0,22
7	S	B	0,46	0,39	0,26	0,34	0,23	0,25	0,19	0,32	0,26	0,38	0,17	0,19	0,21	0,13
8	C	B	0,53	0,38	0,32	0,4	0,26	0,32	0,26	0,28	0,24	0,42	0,44	0,28	0,29	0,11
9	L	T	0,56	0,72	0,5	0,88	0,47	0,27	0,24	0,34	0,30	1,36	0,23	0,22	0,20	0,22
10	L	B	0,62	0,40	0,34	0,46	0,26	0,26	0,23	0,22	0,34	1,14	0,47	0,24	0,26	0,18
11	C	T	0,43	0,52	0,25	0,95	0,18	0,29	0,23	0,17	0,30	0,51	0,33	0,18	0,24	0,21
12	S	T	0,40	0,40	0,36	0,51	0,2	0,64	0,22	0,31	0,24	1,00	0,31	0,22	0,40	0,25
13	L	B	0,45	0,46	0,26	0,4	0,23	0,21	0,2	0,26	0,28	0,43	0,22	0,16	0,25	0,21
14	C	T	0,48	0,48	0,35	0,32	0,41	0,29	0,24	0,41	0,33	0,77	0,34	0,19	0,24	0,20
15	L	T	0,43	0,52	0,47	0,32	0,16	0,51	0,24	0,44	0,32	0,36	0,44	0,17	0,41	0,21
16	S	B	0,46	0,48	0,3	0,29	0,18	0,2	0,2	0,31	0,28	0,47	0,20	0,21	0,33	0,20
17	C	B	0,41	0,53	0,29	0,28	0,26	0,21	0,23	0,19	0,27	0,68	0,18	0,22	0,17	0,17
18	S	T	0,57	0,45	1,04	0,42	0,26	0,27	0,22	0,17	0,34	0,94	0,17	0,23	0,27	0,22

Site de Varennes

parcelle	travail	herbicide	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	L	B	2,76	1,33	1,16	0,66	0,82	0,52
2	L	T	3,85	3,81	1,01	1,05	1,1	0,33
3	C	B	2,37	0,41	0,65	0,55	0,73	0,49
4	S	B	2,11	1,45	0,57	0,68	0,98	0,5
5	S	T	1,78	0,99	2,75	2,07	3,12	1,51
6	C	T	2,60	1,03	1,14	1,14	3,12	1,74
7	S	B	0,88	0,52	0,56	0,49	0,5	0,52
8	C	B	1,18	0,58	0,47	0,52	0,79	0,49
9	L	T	5,64	0,92	1,64	2,06	0,79	0,52
10	C	T	1,32	0,77	1,05	1,4	2,1	1,07
11	L	B	0,74	0,77	0,77	0,61	0,55	0,54
12	S	T	1,77	1,07	2,15	2	2,51	1,03
13	C	B	1,33	0,66	0,37	0,52	0,43	0,35
14	L	T	1,52	0,67	0,81	0,5	0,4	0,52
15	S	T	0,65	3,19	0,7	0,85	0,56	0,51
16	S	B	1,68	0,95	0,38	0,36	0,44	0,42
17	C	T	3,20	1,7	0,69	1,29	1,35	0,98
18	L	B	0,91	1,12	0,31	0,39	0,49	0,57

**Concentrations en bromures dans le sol ($\mu\text{g Br/g sol sec}$)
Profondeur 20-40 cm**

Site de Frelighsburg

parcelle	Traitement		1994							1995						
	travail	herbicide	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	S	B	0,47	-	0,34	0,32	0,24	0,26	0,19	0,19	-	0,63	0,24	0,21	0,18	0,23
2	L	T	0,36	-	0,27	0,34	0,22	0,24	0,2	0,23	-	0,27	0,19	0,16	0,14	0,34
3	C	B	0,36	-	0,26	0,26	0,15	0,21	0,2	0,21	-	0,40	0,23	0,16	0,20	0,18
4	L	B	0,35	-	0,27	0,31	0,16	0,25	0,2	0,22	-	0,21	0,18	0,22	0,18	0,18
5	C	T	0,49	-	0,26	0,51	0,22	0,2	0,21	0,22	-	0,26	0,18	0,21	0,28	0,24
6	S	T	0,49	-	0,32	0,71	0,2	0,52	0,19	0,24	-	0,37	0,39	0,25	0,23	0,23
7	S	B	0,44	-	0,29	0,27	0,25	0,22	0,18	0,29	-	0,29	0,87	0,23	0,33	0,13
8	C	B	0,50	-	0,25	0,26	0,22	0,24	0,2	0,22	-	0,30	0,14	0,22	0,25	0,16
9	L	T	0,49	-	0,37	0,31	0,2	0,22	0,26	0,20	-	0,38	0,49	0,21	0,18	0,18
10	L	B	0,62	-	0,37	0,35	0,27	0,22	0,21	0,21	-	0,67	0,18	0,20	0,15	0,16
11	C	T	0,44	-	0,31	0,24	0,24	0,21	0,22	0,18	-	0,61	0,36	0,20	0,16	0,23
12	S	T	0,46	-	0,29	0,26	0,2	0,33	0,2	0,27	-	0,74	0,28	0,16	0,26	0,27
13	L	B	0,53	-	0,27	0,24	0,2	0,17	0,2	0,27	-	0,31	0,26	0,14	0,23	0,20
14	C	T	0,47	-	0,34	0,35	0,25	0,18	0,19	0,23	-	0,32	0,22	0,18	0,23	0,24
15	L	T	0,45	-	0,32	0,26	0,15	0,2	0,21	0,36	-	0,56	0,18	0,15	0,20	0,19
16	S	B	0,46	-	0,28	0,25	0,15	0,23	0,21	0,22	-	0,24	0,28	0,16	0,19	0,16
17	C	B	0,45	-	0,3	0,26	0,22	0,19	0,22	0,20	-	0,64	0,14	0,21	0,22	0,21
18	S	T	0,46	-	0,38	0,25	0,18	0,18	0,21	0,22	-	0,42	0,24	0,22	0,39	0,27

Site de Varennes

parcelle	travail	herbicide	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	L	B	-	1,4	0,47	0,46	0,66	0,48
2	L	T	-	1,09	0,6	0,57	0,9	0,61
3	C	B	-	2,66	0,6	0,57	0,57	0,51
4	S	B	-	1,36	0,56	0,59	0,93	0,42
5	S	T	-	0,82	0,72	0,7	2,23	1,14
6	C	T	-	0,78	0,75	0,52	1,8	1,18
7	S	B	-	0,75	0,55	0,47	0,57	0,6
8	C	B	-	0,79	0,64	0,37	0,53	0,37
9	L	T	-	0,64	0,5	0,5	0,36	0,36
10	C	T	-	0,98	0,56	0,61	1	0,44
11	L	B	-	1,03	0,45	0,48	0,76	0,42
12	S	T	-	0,75	0,74	0,77	2,01	1,28
13	C	B	-	0,54	0,5	0,61	0,47	0,28
14	L	T	-	0,79	0,37	0,39	0,26	0,35
15	S	T	-	1,43	0,43	0,49	0,66	0,81
16	S	B	-	0,46	0,36	0,4	0,31	0,31
17	C	T	-	0,54	0,45	0,45	0,56	0,62
18	L	B	-	1,08	0,27	0,4	0,34	0,35

Volumes d'eau ruisselée, Frelighsburg (L)

parcelle	Traitement		1994					1995		
	travail	herbicide	év. 1	év. 2	év. 3	év. 4	év. 5	év. 1	év. 2	év. 3
1	S	B	7,94	8	11,36	3,24	1	1,41	2,98	2,47
2	L	T	108,41	140	123	58	28,6	67,25	12,74	6,81
3	C	B	195,11	135	127	58	2,8	27,75	6,07	6,75
4	L	B	204,00	123	123	50	1,64	52,51	15,35	9,70
5	C	T	127,00	78	92	40	5	2,88	2,79	1,75
6	S	T	54,07	46	56	10,35	1,13	1,41	3,17	4,10
7	S	B	6,94	10	13,13	5,54	2,08	2,74	7,10	6,41
8	C	B	65,95	62	88	38	1,64	12,30	5,09	2,93
9	L	T	195,11	140	137	58	32,5	94,75	43,81	51,71
10	L	B	94,10	98	106	54	3	41,84	1,03	2,19
11	C	T	81,97	70	90	38	5,54	6,29	3,55	1,49
12	S	T	73,94	31	38	13,87	2,08	2,15	0,91	2,56
13	L	B	0,39	1	8,74	0	0,39	181,68	8,68	#
14	C	T	56,00	123	119	54	14,62	9,64	9,96	9,77
15	L	T	98,17	180	146	62	32,5	86,20	11,81	33,61
16	S	B	2,76	2	3	0,9	0,19	2,51	2,51	1,97
17	C	B	73,94	110	98	50	2,53	1,80	2,19	2,93
18	S	T	5,27	11	13,5	0,9	1,64	2,47	6,35	10,30

Masses de bromures dans l'eau ruisselée, Frelighsburg (mg Br)

parcelle	Traitement		1994					1995		
	travail	herbicide	év. 1	év. 2	év. 3	év. 4	év. 5	év. 1	év. 2	év. 3
1	S	B	12,07	3,65	9,32	6,67	#	1,39	3,22	0,61
2	L	T	121,41	86,55	120,54	170,52	40,61	21,97	2,46	1,50
3	C	B	261,45	56,70	111,76	113,68	1,96	9,11	1,15	#
4	L	B	171,36	46,74	66,42	72,00	1,38	15,45	2,46	1,92
5	C	T	121,92	45,24	82,80	72,80	5,00	2,67	1,15	0,80
6	S	T	282,25	58,88	58,24	32,91	0,00	1,88	0,88	#
7	S	B	22,62	12,40	17,86	13,41	2,00	2,38	1,26	2,84
8	C	B	76,50	32,24	73,92	63,08	1,21	3,92	1,12	1,44
9	L	T	277,06	78,40	167,14	185,60	47,45	67,72	9,69	14,68
10	L	B	86,57	47,04	59,36	69,12	2,70	10,63	0,51	#
11	C	T	118,04	43,40	102,60	75,62	6,09	3,34	0,67	0,58
12	S	T	152,32	22,32	42,56	42,44	3,08	3,18	0,63	1,58
13	L	B	#	#	13,46	#	0,00	41,76	2,56	#
14	C	T	90,72	98,40	147,56	130,68	20,47	10,60	3,40	2,92
15	L	T	145,29	118,80	186,88	205,84	55,90	32,61	2,52	12,31
16	S	B	7,51	3,00	4,14	#	#	1,49	0,92	1,25
17	C	B	96,12	63,80	107,80	83,00	2,33	1,93	0,63	0,62
18	S	T	15,70	14,96	13,50	#	2,59	4,37	1,56	4,80

#: valeurs manquantes

italique: valeurs aberrantes

Masses de nitrates dans l'eau ruisselée, Frelighsburg (mg NO₃-N)

parcelle	Traitement		1994					1995		
	travail	herbicide	év. 1	év. 2	év. 3	év. 4	év. 5	év. 1	év. 2	év. 3
1	S	B	20,98	152,59	388,25	271,79	#	1,82	4,54	4,78
2	L	T	210,51	2221,33	3755,24	5084,02	2173,08	80,79	5,25	12,96
3	C	B	762,17	2535,58	5748,22	5783,37	193,15	52,36	6,37	7,13
4	L	B	409,96	1654,46	3130,62	3417,48	100,84	79,70	5,10	22,73
5	C	T	521,91	1405,47	3254,81	3679,64	404,29	5,90	2,53	3,01
6	S	T	742,31	1951,99	2127,74	1032,03	#	3,77	19,71	17,70
7	S	B	28,05	193,51	639,70	578,43	148,88	4,11	10,86	19,55
8	C	B	174,23	1358,66	3821,28	3995,03	140,79	17,28	7,46	3,39
9	L	T	502,24	2375,96	4134,72	4865,31	2211,09	166,71	70,89	66,93
10	L	B	252,85	1655,65	2890,85	3716,49	237,63	51,31	2,31	2,90
11	C	T	201,75	1357,74	3523,43	3814,85	493,49	9,40	5,56	3,77
12	S	T	380,66	595,75	1350,55	1329,78	162,83	8,46	11,36	16,31
13	L	B	#	#	278,12	#	#	94,49	1,92	#
14	C	T	136,56	2829,00	5562,40	5890,53	1529,77	17,31	7,48	22,89
15	L	T	197,28	3083,25	4376,01	5742,64	2591,96	93,45	11,37	43,50
16	S	B	14,71	46,96	131,17	#	#	6,06	11,14	4,70
17	C	B	215,37	2460,95	4405,10	5330,01	261,13	3,76	12,27	5,03
18	S	T	12,02	212,86	353,24	#	103,17	4,79	12,30	48,89

Concentrations en nitrates dans l'eau ruisselée, Frelighsburg (mg NO₃-N/L)

parcelle	Traitement		1994					1995		
	travail	herbicide	év. 1	év. 2	év. 3	év. 4	év. 5	év. 1	év. 2	év. 3
1	S	B	2,64	19,22	34,18	83,88	#	1,29	1,52	1,94
2	L	T	1,94	15,91	30,53	87,66	75,98	1,20	0,41	1,90
3	C	B	3,91	18,78	45,26	99,71	68,98	1,89	1,05	1,06
4	L	B	2,01	13,45	25,45	68,35	61,49	1,52	0,33	2,34
5	C	T	4,11	18,02	35,38	91,99	80,86	2,05	0,91	1,72
6	S	T	13,73	42,43	38,00	99,71	#	2,67	6,22	4,32
7	S	B	4,04	19,35	48,72	104,41	71,58	1,50	1,53	3,05
8	C	B	2,64	21,91	43,42	105,13	85,85	1,40	1,47	1,16
9	L	T	2,57	16,97	30,18	83,88	68,03	1,76	1,62	1,29
10	L	B	2,69	16,89	27,27	68,82	79,21	1,23	2,24	1,32
11	C	T	2,46	19,40	39,15	100,39	89,08	1,49	1,56	2,52
12	S	T	5,15	19,22	35,54	95,87	78,28	3,93	12,52	6,37
13	L	B	#	#	31,82	#	#	0,52	0,22	#
14	C	T	2,44	23,00	46,74	109,08	104,64	1,80	0,75	2,34
15	L	T	2,01	17,13	29,97	92,62	79,75	1,08	0,96	1,29
16	S	B	5,33	23,48	43,72	#	#	2,41	4,43	2,38
17	C	B	2,91	22,37	44,95	106,60	103,21	2,09	5,59	1,72
18	S	T	2,28	19,35	26,17	#	62,91	1,94	1,94	4,75

#: valeurs manquantes

**Concentrations en nitrates dans le sol ($\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$)
Profondeur 0-10 cm**

Site de Frelighsburg

parc.	Traitement		1994								1995								
	travail	herb.	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 70	jour 100	jour 150
1	S	B	21,66	25,54	52,25	34,66	42,09	36,51	42,45	34,65	22,92	21,73	29,47	28,63	22,63	56,41	7,00	6,18	5,55
2	L	T	34,66	36,73	44,03	50,75	63,04	105,13	45,48	41,90	18,00	18,11	32,07	34,93	34,28	38,35	14,90	8,73	4,75
3	C	B	40,93	38,05	45,27	58,13	45,30	61,59	130,06	29,04	35,87	15,60	59,71	33,37	49,51	32,04	16,12	14,18	7,19
4	L	B	33,30	25,84	59,06	59,27	45,06	51,14	65,65	43,75	36,51	15,27	36,87	26,88	42,01	29,75	11,50	12,72	8,45
5	C	T	97,57	35,88	67,26	55,20	76,25	54,52	86,63	42,08	29,99	18,28	34,60	19,36	38,53	38,51	9,20	29,43	4,89
6	S	T	36,08	30,99	35,13	39,70	51,91	32,12	78,79	32,48	16,91	18,67	27,96	22,71	25,43	39,71	25,00	9,34	4,36
7	S	B	24,09	27,78	40,00	39,19	36,27	43,32	28,38	59,17	44,66	17,29	33,49	26,42	30,37	27,90	42,48	8,09	7,85
8	C	B	17,23	44,31	60,17	38,91	68,01	67,84	97,35	32,20	35,07	19,16	24,27	34,84	65,02	19,88	21,85	8,90	8,41
9	L	T	34,08	39,60	51,55	54,25	64,57	116,48	40,86	35,29	22,42	28,30	41,16	41,23	19,48	139,12	70,02	37,21	9,77
10	L	B	29,91	40,07	108,9	65,30	32,86	84,41	100,23	16,85	29,32	12,86	27,49	20,74	53,59	32,84	37,45	21,42	3,86
11	C	T	52,15	53,86	48,89	60,73	34,24	50,29	114,30	23,94	52,24	15,94	18,43	43,08	21,70	20,41	16,26	42,91	7,22
12	S	T	28,32	32,39	62,49	46,86	18,69	33,81	89,96	16,62	27,18	22,65	35,08	30,77	18,18	27,17	17,51	15,10	6,14
13	L	B	53,66	27,61	57,35	30,47	27,93	34,02	96,86	70,30	41,20	29,09	44,99	63,32	21,24	29,41	46,61	4,87	7,35
14	C	T	55,53	31,08	91,98	53,57	43,19	82,64	73,15	48,57	22,52	13,65	32,61	34,52	26,14	36,49	27,66	21,98	7,44
15	L	T	47,06	43,35	53,28	115,10	30,23	98,95	29,05	23,40	40,48	33,45	56,23	31,86	42,80	35,84	23,14	102,15	6,22
16	S	B	39,43	48,13	45,14	68,72	58,96	48,76	70,50	25,64	43,07	15,62	20,26	56,52	44,11	30,07	12,53	3,94	15,04
17	C	B	23,52	51,31	83,89	56,33	77,26	95,59	99,03	42,33	43,65	24,46	18,60	52,96	13,93	64,54	41,63	35,95	7,47
18	S	T	24,08	30,23	54,60	43,30	43,97	23,44	91,98	44,66	54,51	28,73	26,65	29,47	32,86	32,50	9,87	19,81	5,45

Site de Varennes

parcelle	Traitement		1994					
	travail	herbicide	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	L	B	41,36	62,23	506,55	120,7	55,81	87,48
2	L	T	67,4	90,08	122,07	91,97	60,79	50,99
3	C	B	81,66	268,34	185,79	166,24	85,04	70,94
4	S	B	30,56	44,04	55,76	70,52	80,8	209,62
5	S	T	92,41	214,13	75,33	136,39	102,62	129,64
6	C	T	169,14	61,24	97,36	117,87	52,72	105,86
7	S	B	136,61	193,91	85,53	106,11	160,87	115,46
8	C	B	90,72	138,77	92,67	109,89	64,71	247,94
9	L	T	86,01	85,05	129,29	198,17	86,58	99,62
10	C	T	58,14	81,44	122,31	570,07	77,4	267,86
11	L	B	86,52	105,65	115	225,68	70,5	110,62
12	S	T	73,74	135,37	147,17	192,53	105,01	114,3
13	C	B	41,2	83,9	132,52	92,06	32,78	36,91
14	L	T	138,55	71,14	122,16	129,1	39,03	50,21
15	S	T	213,11	53,71	231,75	73,86	54,62	63,91
16	S	B	356,84	91,4	116,4	95,42	64,62	353,06
17	C	T	279,98	64,12	119,97	88,36	68,77	153,99
18	L	B	57,51	68,58	90,32	105,18	37,13	136,21

**Concentrations en nitrates dans le sol ($\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$)
Profondeur 10-20 cm**

Site de Frelighsburg

parc.	Traitement		1994							1995									
	travail	herb.	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 0	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 70	jour 100	jour 150
1	S	B	16,35	16,16	25,87	14,96	12,14	19,95	19,41	17,91	17,14	26,07	21,55	21,21	14,56	14,93	6,19	2,42	5,48
2	L	T	16,92	24,22	31,43	13,66	19,36	73,32	19,86	15,01	22,02	21,98	22,38	15,31	18,95	9,68	12,23	7,10	7,13
3	C	B	22,42	30,09	11,75	22,04	22,54	26,37	27,41	18,30	11,15	17,59	38,62	17,00	20,40	6,60	17,45	18,16	8,10
4	L	B	23,74	20,08	25,31	23,52	22,90	52,65	27,36	28,42	22,12	24,15	23,95	22,23	28,22	12,96	17,29	8,45	17,59
5	C	T	18,34	20,08	17,57	31,25	25,88	32,68	29,64	46,87	18,16	23,34	28,97	13,46	15,87	15,50	8,15	34,11	7,15
6	S	T	17,62	10,72	16,83	16,48	14,84	35,42	48,33	19,19	11,10	16,85	14,25	12,24	18,39	7,37	21,85	9,26	5,18
7	S	B	21,14	16,81	32,21	20,66	17,44	20,39	10,00	21,56	15,88	21,06	15,52	15,60	25,99	21,42	18,61	3,57	4,61
8	C	B	13,72	19,03	22,92	20,92	30,09	43,57	21,98	20,83	15,53	22,75	27,96	26,08	26,44	12,86	12,48	8,20	7,30
9	L	T	20,32	32,01	21,95	19,28	22,84	51,18	19,85	22,67	18,74	44,96	28,81	25,20	18,90	19,11	39,29	71,75	19,25
10	L	B	15,91	34,57	27,97	20,66	15,00	38,83	26,96	31,63	22,72	22,45	23,25	17,83	24,50	10,09	50,33	21,15	9,90
11	C	T	14,44	23,96	11,71	22,41	10,43	19,95	39,40	23,94	15,67	27,11	30,71	32,02	20,16	11,52	22,24	24,80	8,17
12	S	T	12,59	14,41	22,57	20,40	8,00	18,17	17,97	11,59	11,05	15,40	12,91	19,94	16,17	14,10	18,77	17,79	6,52
13	L	B	20,11	24,39	28,49	18,34	23,84	30,42	44,92	38,31	24,39	30,10	21,33	25,66	14,33	21,05	22,06	5,04	7,57
14	C	T	25,12	35,19	26,47	32,15	15,16	36,19	29,26	20,98	14,96	24,36	20,88	20,56	11,29	12,47	6,01	36,42	7,93
15	L	T	28,32	50,42	24,29	38,58	12,72	31,38	34,43	17,08	33,44	31,53	20,97	24,34	21,42	13,06	69,25	56,80	15,10
16	S	B	16,16	10,55	21,62	19,89	32,17	24,33	41,72	16,10	20,06	31,40	18,06	42,07	18,90	10,35	12,37	3,50	16,23
17	C	B	16,54	14,53	19,72	19,06	18,39	60,97	27,79	19,43	27,26	21,19	14,07	40,64	19,06	32,26	25,02	24,38	13,81
18	S	T	14,46	21,08	15,15	8,75	10,35	18,14	15,50	22,92	27,62	20,83	25,33	23,31	15,58	13,89	12,64	25,12	7,16

Site de Varennes

parcelle	Traitement		1994					
	travail	herbicide	jour 1	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	L	B	44,6	88,46	304,86	113,62	64,35	74,63
2	L	T	48,67	84,27	81,22	88,16	58,08	35,05
3	C	B	65,47	102,94	138,38	166,33	62,9	48,77
4	S	B	29,18	76,08	82,76	68,89	99,17	135,79
5	S	T	40,47	59,74	52,04	91,17	105,58	127,41
6	C	T	95,13	50,85	87,66	95,53	66,2	100,49
7	S	B	54,79	58,28	69,78	74,32	60,44	75,23
8	C	B	109,04	70,19	76,54	101,27	43,38	111,52
9	L	T	32,7	52,45	117,87	184,76	40,51	76,65
10	C	T	58,49	56,5	116,42	201,67	88,21	118,89
11	L	B	49,24	50,23	99,17	150,55	54,96	57,84
12	S	T	64,53	71,14	141,83	133,82	123,46	94,91
13	C	B	56,82	62,96	93,82	73,1	40,51	38,91
14	L	T	66,52	54,04	132,95	78,14	52,62	75,41
15	S	T	71,54	43,37	99,48	58,35	50,69	54,54
16	S	B	90,08	66,92	89,77	83,95	71,83	141,18
17	C	T	140,25	51,46	65,58	43,79	82,37	165
18	L	B	66,52	85,45	73,55	68,74	59,38	53,44

**Concentrations en nitrates dans le sol ($\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$)
Profondeur 20-40 cm**

Site de Frelighsburg

parcelle	Traitement		1994						1995								
	travail	herbicide	jour 0	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 0	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40	jour 70	jour 100	jour 150
1	S	B	8,22	22,34	7,74	5,36	10,47	8,95	10,05	16,21	14,79	9,86	10,08	7,68	3,94	1,48	3,27
2	L	T	5,13	11,83	6,13	5,92	4,89	7,05	10,72	21,24	15,30	9,10	7,13	14,61	5,04	2,86	7,63
3	C	B	6,03	4,68	4,89	4,32	6,24	7,22	7,65	13,60	8,87	7,45	8,30	4,82	7,99	5,19	14,53
4	L	B	5,25	10,78	5,93	3,95	11,09	11,24	8,79	15,20	11,57	9,13	12,04	11,71	4,91	4,89	18,90
5	C	T	7,22	6,74	12,24	7,79	22,49	9,09	11,63	11,26	12,96	8,19	9,53	6,55	6,15	12,02	6,93
6	S	T	5,43	5,10	13,23	7,59	22,88	12,09	8,20	11,51	15,07	7,51	9,36	5,59	6,09	3,64	15,63
7	S	B	9,27	8,63	10,76	15,00	14,44	10,22	12,85	19,16	9,35	13,07	11,78	6,73	4,53	2,46	3,06
8	C	B	9,54	4,51	6,44	10,48	14,03	12,26	11,29	23,74	20,79	12,14	10,80	8,17	10,00	3,76	4,05
9	L	T	5,53	5,26	4,02	7,88	7,99	5,96	6,20	11,61	14,87	10,30	6,06	21,71	33,60	19,22	5,79
10	L	B	6,23	7,76	9,26	13,38	9,38	11,65	10,02	17,36	12,47	7,71	10,18	6,30	17,89	6,43	23,23
11	C	T	9,10	6,86	10,76	5,17	6,17	10,83	24,06	19,92	15,66	16,12	9,50	7,82	19,18	11,65	11,79
12	S	T	5,14	7,81	8,81	4,01	7,81	8,33	5,79	18,60	7,46	20,11	11,54	6,28	13,79	7,57	5,27
13	L	B	20,57	8,99	9,03	4,49	15,46	17,45	7,24	10,95	9,77	12,92	8,34	6,33	6,50	2,37	7,16
14	C	T	11,04	9,56	9,03	5,35	5,59	4,72	10,58	14,42	10,03	15,56	5,05	5,67	1,76	11,70	8,49
15	L	T	11,56	7,67	8,29	4,17	13,16	4,97	8,73	21,64	7,24	15,50	8,03	3,75	16,27	9,27	19,67
16	S	B	4,66	3,56	14,73	8,18	6,25	10,56	9,75	15,30	8,65	14,84	7,92	10,53	6,11	2,93	10,83
17	C	B	8,94	5,57	6,90	6,85	27,17	14,29	6,32	15,36	7,65	14,84	8,84	12,83	9,74	3,45	12,57
18	S	T	7,63	8,25	3,31	3,33	14,61	10,25	7,35	10,63	11,01	11,99	7,74	8,24	13,79	6,97	9,73

Site de Varennes

parcelle	Traitement		1994				
	travail	herbicide	jour 5	jour 10	jour 15	jour 25	jour 40
1	L	B	62,23	74,86	118,53	72,1	85,28
2	L	T	47,94	53,03	91,42	91,06	58,63
3	C	B	55,12	70,31	57,49	88	65,32
4	S	B	37,77	57,89	46,59	70,48	143,88
5	S	T	33,99	42,32	43,18	95,3	125,94
6	C	T	44,93	54,52	86,5	78,53	92,66
7	S	B	52,13	72,41	64,23	57,42	57,31
8	C	B	49,92	55,54	108,62	57,05	62,57
9	L	T	55,46	50,94	52,97	56	45,39
10	C	T	52,13	65,2	135,6	98,06	102,26
11	L	B	64,36	66,83	92,53	57,05	55,25
12	S	T	115,29	69,78	102	99,91	148,28
13	C	B	38,38	71,96	54,59	41,79	39,18
14	L	T	40,55	56,04	46,1	37,83	48,51
15	S	T	27,76	49,97	46,81	45,32	53,06
16	S	B	52,73	73,55	73,1	63,03	71,52
17	C	T	57,44	65,97	47,54	85,51	90,02
18	L	B	50,22	63,24	105,72	50,66	43,44

**Concentrations en nitrates dans le sol ($\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$)
Profondeur 40-70 cm**

Site de Frelighsburg

parcelle	Traitement		1994			1995						
	travail	herbicide	jour 15	jour 25	jour 40	jour 0	jour 15	jour 25	jour 40	jour 70	jour 100	jour 150
1	S	B	7,37	4,06	3,58	4,15	5,03	7,07	4,16	8,49	1,51	1,93
2	L	T	3,14	1,26	2,38	6,61	4,70	4,30	6,87	2,91	2,08	6,83
3	C	B	1,25	2,88	2,89	3,02	2,81	9,82	3,38	2,71	4,68	18,27
4	L	B	2,33	3,31	3,89	3,82	2,70	4,39	6,05	2,51	3,93	13,81
5	C	T	2,98	5,16	3,20	4,64	3,42	4,10	5,45	5,51	8,09	6,73
6	S	T	3,21	4,84	3,75	2,39	4,19	3,09	3,37	1,80	2,85	8,90
7	S	B	11,93	4,24	5,69	4,11	5,46	4,21	3,97	3,54	1,59	2,76
8	C	B	4,66	3,22	4,16	6,33	4,84	7,48	5,33	3,36	2,74	3,22
9	L	T	27,40	3,18	2,86	3,95	4,00	4,00	9,08	3,84	4,25	3,21
10	L	B	3,95	2,63	7,61	4,31	3,45	4,40	3,92	3,71	4,36	19,42
11	C	T	4,44	9,06	2,76	3,16	5,69	20,87	4,71	3,46	4,73	15,96
12	S	T	3,02	1,99	13,43	2,26	6,19	5,16	7,04	8,33	6,31	3,94
13	L	B	3,04	3,10	7,95	4,51	7,63	6,99	5,93	4,19	2,51	6,38
14	C	T	2,09	3,46	4,15	4,63	5,52	4,00	3,80	3,79	4,28	4,64
15	L	T	4,10	2,09	4,27	7,15	5,03	3,65	3,18	4,63	5,52	15,82
16	S	B	6,34	3,66	4,70	10,48	4,97	10,91	2,80	3,87	4,00	6,17
17	C	B	4,13	5,19	4,50	2,86	7,18	5,49	3,05	3,61	4,57	14,22
18	S	T	1,94	2,65	3,58	2,35	5,17	3,26	4,40	5,51	2,28	9,17

Site de Varennes

parcelle	Traitement		1994		
	travail	herbicide	jour 0	jour 25	jour 40
1	L	B	#	13,88	18,19
2	L	T	13,07	17,94	16,43
3	C	B	#	16,85	15,31
4	S	B	9,21	12,25	17,49
5	S	T	#	16,94	16,50
6	C	T	12,27	17,63	15,85
7	S	B	#	9,37	11,07
8	C	B	#	8,03	12,23
9	L	T	5,47	7,93	10,73
10	C	T	7,04	11,09	10,66
11	L	B	#	14,59	12,45
12	S	T	10,10	13,88	12,83
13	C	B	#	10,96	15,57
14	L	T	5,98	8,33	11,03
15	S	T	3,97	9,03	12,32
16	S	B	#	12,11	10,27
17	C	T	7,19	12,18	14,84
18	L	B	#	9,46	11,44

#: valeurs manquantes

ANNEXE B

Logiciel AgriFlux

B.1 Paramètres d'entrée du logiciel AgriFlux

B.1.1 Caractéristiques climatiques, station météorologique de Sutton (fichier CLI).

Mois	Précipitation (mm) *	Température (°C)	Évaporation pot. (mm)
janvier	78,8	-10,4	0
février	82,2	-8,67	0
mars	81,3	-2,5	0
avril	91,3	4,75	25,83
mai	101,2	11,95	75,57
juin	104,3	17,13	110,9
juillet	125,6	19,75	129,8
août	141,6	18,16	110
septembre	109,3	13,59	70,63
octobre	100,4	7,88	36,55
novembre	111,1	1,38	5,17
décembre	116,4	-6,65	0
TOTAL	1243,5	-	564,45

* Utilisé lorsque pluviomètre du site hors de fonction

- 174 jours de précipitations en moyenne par année.
- Jour où la température de l'air est la plus basse en moyenne dans l'année: entre le 20 et le 25 janvier.
- 60-80 % de neige au sol au moment de la fonte.
- Taux de fonte de la neige: 7 mm/°C/jour.

B.1.2 Caractéristiques du sol (fichier SOL).

- Nombre de couches: 5
- Niveau imperméable sous la nappe: non
- Drains dans le profil: non
- Pente du sol (%): 3
- Profondeur maximale d'évaporation (m): 0 à 0,15 (distribution uniforme)

Labour conventionnel

	couche #1	couche #2	couche #3	couche #4	couche #5	Distribution	Écart-type (fraction de la moyenne)
Épaisseur (m)	0,05	0,05	0,1	0,2	0,3	discrète	
K saturée (m/j)	10,368	10,368	10,368	6,389	6,389	log normale	1
Porosité (m ³ /m ³)	0,59	0,59	0,59	0,54	0,54	normale	0,1
Capacité au champ (m ³ /m ³)	0,125	0,125	0,125	0,125	0,125	normale	0,1
Point de flétrissement (m ³ /m ³)	0,055	0,055	0,055	0,055	0,055	normale	0,1
% sable, limon et argile	30;45;25	30;45;25	30;45;25	30;45;25	35;45;20	discrète	

Semis direct

	couche #1	couche #2	couche #3	couche #4	couche #5	Distribution	Écart-type (fraction de la moyenne)
Épaisseur (m)	0,05	0,05	0,1	0,2	0,3	discrète	
K saturée (m/j)	5,184	5,184	6,912	6,912	6,912	log normale	1
Porosité (m ³ /m ³)	0,52	0,52	0,5	0,5	0,5	normale	0,1
Capacité au champ (m ³ /m ³)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	normale	0,1
Point de flétrissement (m ³ /m ³)	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	normale	0,1
% sable, limon et argile	30;45;25	30;45;25	30;45;25	35;45;20	35;45;20	discrète	

B.1.3 Caractéristiques du cycle de l'azote (fichier AZO).

	Valeurs	Distribution	σ (fraction de la moyenne)
Cte de dégradation de la litière (1/j)	0,035	normale	0,1
Cte de dégradation des fèces (1/j)	0,035	normale	0,1
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière (fraction)	0,5	normale	0,1
Efficacité de la synthèse microbienne des fèces (fraction)	0,5	normale	0,1
Fraction de la litière passant à l'humus	0,15	normale	0,1
Fraction des fèces passant à l'humus	0,15	normale	0,1
Rapport C/N du sol	4 à 10	uniforme	
Cte de minéralisation de l'humus (1/j)	0,0001	normale	0,1
Fraction de l'azote inorganique disponible	0,2	normale	0,1
Rapport NO ₃ /NH ₄ du sol	10 à 20	uniforme	
Cte de nitrification (1/j)	0,2	normale	0,1
Cte de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/L)	10	normale	0,1
Cte de dénitrification (g N/m ² /j)	0,2	normale	0,1
Profondeur maximale de dénitrification (m)	1	normale	0,1
Patron de dénitrification	cônique		

B.1.4 Conditions initiales des couches (labour conventionnel (L) et semis direct (S)).

	couche #1	couche #2	couche #3	couche #4	couche #5	Distribution	σ (fraction de la moyenne)
Carbone du réservoir Litière (kg C/ha)	0	0	0	0	0	normale	0,1
Azote du réservoir Litière (kg N/ha)	0	0	0	0	0	normale	0,1
Carbone du réservoir Fèces (kg C/ha)	0	0	0	0	0	normale	0,1
Azote du réservoir Fèces (kg N/ha)	0	0	0	0	0	normale	0,1
Azote du réservoir Humus (kg N/ha)	3770 (L) 3320 (S)	3770 (L) 3320 (S)	6170 (L) 5520 (S)	9520 (L) 7830 (S)	10440 (L) 7700 (S)	normale	0,1
Azote du réservoir Ammonium (kg N/ha)	0	0	0	0	0	normale	0,1
Azote du réservoir Nitrates (kg N/ha)	0	0	0	0	0	normale	0,1

- Calcul des contenus en azote du réservoir Humus:
valeur (kg N/ha): densité (kg/m³) × 10000 (m²/ha) × 0,58 (teneur en carbone de la M.O.) × 0,1 (inverse du rapport C/N du sol) × M.O. (voir tableau 3.1) × épais. de la couche (m) [tiré de Johnsson et al. 1987].
- Exemple (couche #1, labour): 1500 × 10000 × 0,58 × 0,1 × 0,0867 × 0,05 = 3770 kg N/ha

B.1.5 Caractéristiques des fertilisations minérales (fichier FER).

	Année									
	1986-92		1993		1994		1995		1996	
Date	05/06	07/07	repos		05/06	25/07	19/05	07/07	05/06	07/07
kg NH ₄ -N/ha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kg NO ₃ -N/ha	63 *	117,4 *	0	0	9	117,4	9	119,4	65 *	117,4 *
	9 **	117,4 **							9 **	117,4 **

*: première simulation avec 180,4 kg N/ha/an (recommandation AFEQ, maïs-grain)

** : deuxième simulation avec 126,4 kg N/ha/an

B.1.6 Caractéristiques des cultures (maïs-grain, fichier CLT).

Paramètres	Année			
	1986-92 et 1996	1993 *	1994	1995
Date de début de croissance	05/06	05/06	10/06	01/06
Date de fin de croissance	15/09	15/09	20/09	10/09
Nombre de coupes	1	0	1	1
Date de coupe	25/10	-	27/10	10/10
Travail du sol	L: non S: non	L: oui S: non	L: oui S: non	L: oui S: non
Date de travail du sol	N/A	L: 07/11	L: 07/11	L: 07/11
Profondeur de travail du sol (m)	N/A	0,1 à 0,3	0,1 à 0,3	0,1 à 0,3
Besoin en eau (m)	0,4	0,1	0,4	0,4
Besoin en azote (kg N/ha)	180	50	180	180
Fraction de l'azote récolté	0,1	0,1	0,1	0,1
Fraction de l'azote résiduel	0,8	0,8	0,8	0,8
Rapport C/N des résidus de récolte	80	20	80	80
Rapport C/N des racines	25	10	25	25
Prof. des racines à maturité (m)	0,7	0,2	0,7	0,7
Patron racinaire	cônique	cônique	cônique	cônique

*: année de repos du sol, végétation limitée (herbe)

L: labour conventionnel

S: semis direct

B.2 Résultats des simulations

B.2.1 Comparaison des concentrations en bromures simulées vs mesurées selon les travaux de sol (T/L et T/S, en $\mu\text{g Br/g sol sec}$).

Profondeur 0-10 cm

	T/L				T/S			
	Simulé		Mesuré		Simulé		Mesuré	
	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995
jour 0	0	0	0,53	0,23	0	0	0,53	0,29
jour 1	10,68	6,8	10,42	7,61	5,22	5,22	5,19	5,71
jour 5	10,62	5,79	8,93	2,51	5,14	3,86	5,05	1,96
jour 10	-	2,56	-	1,52	-	1,66	-	1,00
jour 15	5,83	2,13	3,21	1,19	2,42	1,08	1,73	0,54
jour 25	2,53	2,13	2,19	0,82	0,74	1,05	0,95	0,49
jour 40	2,36	2,13	0,38	0,63	0,71	1,09	0,58	0,39

Profondeur 10-20 cm

	T/L				T/S			
	Simulé		Mesuré		Simulé		Mesuré	
	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995
jour 0	0	0	0,48	0,34	0,00	0	0,48	0,25
jour 1	0	0	0,67	0,39	0,00	0,00	0,50	0,29
jour 5	0	0	0,42	0,82	0,00	0,00	0,63	0,82
jour 10	-	1,57	-	0,32	-	1,09	-	0,24
jour 15	2,61	1,92	0,28	0,21	1,25	1,63	0,24	0,22
jour 25	4,04	1,91	0,47	0,25	2,01	1,62	0,46	0,29
jour 40	4,27	1,91	0,25	0,22	2,06	1,56	0,23	0,23

-: jour non-simulé

Profondeur 20-40 cm

	T/L				T/S			
	Simulé		Mesuré		Simulé		Mesuré	
	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995
jour 0	0	0	0,44	0,26	0	0	0,47	0,24
jour 1	-	-	-	-	-	-	-	-
jour 5	0,00	0	0,32	0,40	0	0,00	0,33	0,51
jour 10	-	0,63	-	0,29	-	0,50	-	0,30
jour 15	0,80	0,92	0,19	0,18	0,48	0,49	0,19	0,21
jour 25	1,25	0,59	0,22	0,17	0,68	0,48	0,34	0,29
jour 40	1,22	0,57	0,22	0,24	0,68	0,44	0,20	0,26

-: jour non-simulé

B.2.2 Comparaisons des concentrations en nitrates simulées vs mesurées selon les travaux de sol, été 1995 (T/L et T/S, en $\mu\text{g NO}_3\text{-N/g sol sec}$).

Profondeur 0-10 cm

	T/L		T/S	
	Simulé	Mesuré	Simulé	Mesuré
jour 1	3,28	26,96	1,81	32,86
jour 25	2,47	32,18	1,57	25,49
jour 40	112,93	71,10	100,80	33,13
jour 70	36,05	36,02	27,55	17,46
jour 100	16,92	49,37	9,57	14,75
jour 150	2,19	6,91	0,97	5,32

Profondeur 10-20 cm

	T/L		T/S	
	Simulé	Mesuré	Simulé	Mesuré
jour 1	4,70	24,73	3,30	16,59
jour 25	11,05	19,76	8,60	16,71
jour 40	9,20	13,95	6,84	11,79
jour 70	1,49	40,25	1,15	17,75
jour 100	14,35	45,21	11,55	17,39
jour 150	8,16	13,83	3,84	6,29

Profondeur 20-40 cm

	T/L		T/S	
	Simulé	Mesuré	Simulé	Mesuré
jour 1	5,94	8,55	3,92	7,12
jour 25	11,53	7,07	9,25	9,55
jour 40	12,60	13,36	10,16	6,70
jour 70	8,81	18,30	4,90	11,22
jour 100	10,76	10,45	5,86	6,06
jour 150	23,41	11,03	14,28	10,21

Profondeur 40-70 cm

	T/L		T/S	
	Simulé	Mesuré	Simulé	Mesuré
jour 1	9,33	5,90	7,67	2,33
jour 25	7,47	3,98	5,80	3,84
jour 40	5,50	6,37	3,84	4,93
jour 70	1,63	3,79	0,78	5,21
jour 100	3,08	3,95	1,77	3,81
jour 150	13,54	8,62	13,34	7,34